RAPPORT SUR LES POSSIBILITÉS DE RÉCOLTE DU BOIS DANS LES ZONES TAMPONS ÉTUDE SUR LA DOCUMENTATION

AVRIL 1983

NATURAL RESOURCES
NEW BRUNSWICK
RESSOURCES NATURELLES
NOUVEAU-BRUNSWICK

Government of Canada Regional Economic Expansion

Gouvernement du Canada Expansion Economique Régionale

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES

DIRECTION DE L'UTILISATION DES FORÊTS

ET

DIRECTION DE LA PÊCHE SPORTIVE ET DE LA CHASSE

L'HON. G.S. MERRITHEW

MINISTRE

84- 2980 /

RAPPORT SUR LES POSSIBILITES DE RECOLTE DU BOIS DANS LES ZONES TAMPONS: ETUDE SUR LA DOCUMENTATION

Ministère des Ressources naturelles
Nouveau-Brunswick

"Projet de développement fédéral-provincial financé aux termes de l'entente auxiliaire sur les forêts de l'Entente-cadre de développement avec le Nouveau-Brunswick, par le gouvernement du Nouveau-Brunswick et le ministère de l'Expansion industrielle régionale."

Pour obtenir des copies de ce rapport, s'adresser à la:

Direction de l'utilisation des forêts
ou
Direction de la pêche sportive et de la chasse
Ministère des Ressources naturelles
C.P. 6000, Fredericton, N.-B.
E3B 5H1

Auteur: Gary C. Moore
Nº de catalogue:
ISBN 0-88838-538-2

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont fait des commentaires ou qui m'ont donné des conseils pendant la compilation du présent rapport, surtout celles qui ont révisé un brouillon du rapport. Les fonctionnaires du ministère des Ressources naturelles dont le nom suit m'ont donné des renseignements, ce dont je leur suis reconnaissant: P. Cronin et J. Gilbert (biologistes des pêches), A. Boer et D. Cartwright (biologistes de la faune), D. Davies (ingénieur forestier), D. Black et S. Hoyt (forestiers).

G.C.M.

TABLE DES MATIERES

		Page
CHAPITRE 1	INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2	L'INCIDENCE DE LA RECOLTE DU BOIS SUR L'EAU....	3
	LA TEMPERATURE.....	3
	LE DEBIT.....	9
	L'ACCUMULATION DE NEIGE.....	16
	LA SEDIMENTATION.....	20
	LES SUBSTANCES NUTRITIVES.....	29
	LES DEBRIS.....	32
	L'OXYGENE.....	35
CHAPITRE 3	L'INCIDENCE DE LA RECOLTE DU BOIS SUR LA VIE AQUATIQUE.....	37
	INTRODUCTION.....	37
	LA TEMPERATURE.....	41
	LE DEBIT.....	47
	LA SEDIMENTATION.....	50
	LES DEBRIS.....	55
	L'OXYGENE.....	56
	AUTRES EFFETS.....	58
	RESUME.....	64
CHAPITRE 4	L'INCIDENCE DE LA RECOLTE DU BOIS SUR LA FAUNE.....	69
CHAPITRE 5	ETAT DE LA ZONE TAMPON.....	75
CHAPITRE 6	LES METHODES D'EXPLOITATION.....	78
CHAPITRE 7	RESUME.....	92

Page

CHAPITRE 8 LES BESOINS EN MATIERE DE RECHERCHE..... 95

OUVRAGES CITÉS..... 97

ANNEXE I GUIDE PROVISOIRE D'AMÉNAGEMENT DES ZONES TAMPONS..... 133

ANNEXE II PROJET DE BASSIN HYDROGRAPHIQUE EXPÉRIMENTAL NASHWAAK..... 140

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

Dans le présent rapport. nous avons passé en revue la documentation qui existe, dans le but de voir s'il est possible de récolter le bois des zones tampons. La végétation ripicole est le prolongement de la végétation aquatique qui influence directement le milieu du cours d'eau ou avec lequel il existe une interaction (Meehan et autres 1977, Campbell et Franklin 1979). Dans tout le rapport. nous avons employé indifféremment les expressions "zone riveraine" et "zone tampon". La zone tampon est la partie de la zone riveraine à laquelle on accorde normalement une attention toute particulière à cause de son influence bénéfique sur la qualité de l'eau et on précise généralement à quelle distance d'un plan d'eau elle finit. Etant donné que cette distance est variable et que les deux expressions semblent désigner une zone d'influence sur les paramètres relatifs à la qualité de l'eau, nous avons jugé bon de les considérer comme équivalentes dans ce rapport. La largeur des zones tampons données dans ce rapport correspond toujours à un seul côté du plan d'eau, non aux deux.

Lorsqu'on parle de zones riveraines, on songe normalement à des petites et grandes rivières mais il existe également des zones analogues autour de plans d'eau comme les lacs, les étangs et les marais. Etant donné leur configuration et l'absence relative de courant directionnel, ces plans d'eau sont généralement moins influencés par la végétation ripicole que les cours d'eau et les

petites rivières; il ne faut toutefois pas négliger l'influence des zones riveraines sur les plans de la prévention de la sédimentation ainsi que sur ceux des apports énergétiques, de l'utilisation par la faune ou le plan esthétique.

La partie de ce rapport consacrée à la documentation vise à présenter tous les faits, toutes les analyses de données, tous les points de vue, toutes les possibilités et toutes les variables d'une façon objective. Par conséquent, le rapport semblera parfois déroutant ou décousu du fait que les idées ne convergent pas de façon logique dans une seule et même direction. Nous ferons des efforts considérables pour que chaque chapitre et section soit cohérent et indépendant, mais étant donné que quelques facteurs et variables sont étroitement liés, un certain chevauchement est inévitable. Chaque fois que ce sera possible, nous recueillerons des renseignements à même des sources aussi proches que possible du Nouveau-Brunswick tant sur le plan géographique que sur le plan climatique, ou nous leur accorderons une plus grande importance. On trouvera à l'Appendice II un résumé des informations provenant du Projet de bassin hydrographique expérimental Nashwaak.

Les renseignements et les conclusions provenant des différentes sources d'information qui ont été mentionnés dans ce rapport sont exacts et objectifs, à ma connaissance. J'assume l'entière responsabilité pour l'interprétation et la présentation des renseignements qui suivent.

CHAPITRE 2

L'INCIDENCE DE LA RECOLTE DU BOIS SUR L'EAU

LA TEMPERATURE

Il existe de nombreux documents attestant que la température d'été maximum de l'eau des cours d'eau augmente lorsqu'on enlève la végétation qui pousse sur leurs berges (Reinhart et Eschner 1962, Brown et Krygier 1967, 1970, Levno et Rothacher 1967, 1969, Gray et Edington 1969, Meehan et autres 1969, Likens et autres 1970, Swift et Messer 1971, Lynch et autres 1972, Harris 1973, Swift et Baker 1973, Day et Carvell 1979, Patric 1980). L'ampleur et la durée de ces variations de température estivale de l'eau est variable (la température journalière maximum augmente de 2,2 à 7,8°C) à cause du nombre de facteurs qui les provoquent, notamment de la quantité de végétation qui surplombe l'eau ou qui reste à proximité du cours d'eau et qui intercepte les rayons solaires, de la quantité de débris se trouvant dans les cours d'eau et en bordure de ceux-ci, de la topographie (pente, aspect, profondeur de la vallée), des caractéristiques du cours d'eau (profondeur, vitesse du courant, superficie de la surface) et des caractéristiques du lit et des berges du cours d'eau (Brown et Krygier 1967, Gray et Edington 1969, Levno et Rothacher 1969, Brown 1971, Day et Carvell 1979). L'importance de chaque facteur peut varier par ailleurs selon la saison ou selon la période de la journée: ainsi, l'ombrage topographique peut être relativement faible aux environs de midi en été (Brown 1970). Des apports supplémentaires d'eau dans le cours d'eau comme l'eau provenant de

l'écoulement de surface (ruissellement), de l'écoulement subsuperficiel, de l'écoulement souterrain et des affluents, produiront également des résultats variables (Brown et Krygier 1967, Brown 1970, Day et Carvell 1979). Brown (1969, 1970) tenait compte de plusieurs de ces facteurs dans l'élaboration de ses techniques d'équilibre énergétique pour prévoir l'incidence de la suppression de la végétation poussant en bordure des cours d'eau sur la température de l'eau. D'après Streeby (1971), les feuillus parviennent mieux que les résineux à maintenir la fraîcheur de l'eau en été. Par contre, Van Groenewoud (1977) n'a pas trouvé que les bandes tampons de feuillus et les bandes tampons de résineux avaient une influence différente sur ces cours d'eau.

L'ampleur de l'élévation de la température de l'eau d'un cours d'eau est habituellement directement proportionnelle à une plus forte exposition du cours d'eau aux rayons solaires (Levno et Rothacher 1969, Brown 1970, Hornbeck et autres 1975) qui dépend de la quantité de couvert restant en bordure du cours d'eau et de la proportion de la surface du cours d'eau qui est à découvert. La quantité d'énergie reçue est en fonction de la saison, de la période de la journée et de la latitude (Brown 1970). La température de l'eau d'un cours d'eau relativement petit peut très bien ne pas changer beaucoup à la suite de la suppression de la végétation ripicole pourvu que l'on conserve une bande étroite de broussailles et d'arbres contre le cours d'eau (Brown et Krygier 1970, Lantz 1971, Swift et Baker 1973) ou que l'on laisse intacts les taillis et les arbrisseaux sous-fûtaie se trouvant à proximité du cours d'eau (Levno et Rothacher 1969, Brown 1971, Lantz 1971,

Chamberlin 1982). Cette végétation se trouvant en bordure du cours d'eau contribue par ailleurs beaucoup à empêcher des quantités excessives de vase et de débris d'entrer dans ce dernier. D'après Van Groenewoud (1977), une bande tampon de 15 m ou plus suffit au Nouveau-Brunswick et aucune bande tampon n'est nécessaire sur la rive nord des cours d'eau qui coulent d'Est en Ouest. D'après Brown (1972) et d'après Brazier et Brown (1973), la densité du couvert contribue davantage à l'ombrage donné par une bande tampon que la largeur de cette bande ou que le volume de bois commercial se trouvant dans cette bande. D'après Brown et Krygier (1970), dans l'Oregon, la température de l'eau des cours d'eau n'a pas changé lorsqu'on a laissé des bandes tampons de 30 m de large entre les zones de coupe à blanc et les cours d'eau. Brazier et Brown (1973) ont constaté que des bandes de 24 m de large donnent le maximum d'ombrage alors que des bandes de 17 m de large pouvaient donner jusqu'à 90 pour cent (%) de ce maximum.

C'est sur les petits cours d'eau dont la surface est grande par rapport au volume d'eau et dont le débit est faible en été que l'influence de la suppression de la végétation ripicole est la plus marquée (Brown et Krygier 1967, Day et Carvell 1979). On a prédit que les cours d'eau dont le débit est inférieur à 0,028 mètres cubes à la seconde en été (m^3/s) (Brown 1972) et de moins de 0,0028 m^3/s (Swift et Messer 1971) accuseraient une forte hausse de température s'ils étaient entièrement exposés aux rayons solaires. Van Groenewoud (1977) a signalé que même si bien des petits cours d'eau du Nouveau-Brunswick provenaient de sources froides, de fortes hausses de température se produiraient malgré

tout à la suite de leur exposition aux rayons solaires. Les cours d'eau dont le volume d'eau est relativement élevé résistent mieux aux variations de température (Day et Carvell 1979) et ils sont habituellement déjà exposés dans une certaine mesure; par conséquent, un nouveau changement de température provoqué par la suppression de la végétation qui pousse sur leurs bords risque d'être moins perceptible (Gray et Edington 1969).

Brown et Krygier (1967) ont affirmé que les rayons solaires étaient les principaux responsables de la température élevée de l'eau des cours d'eau exposés et que l'évaporation, la condensation, la conduction et la convection jouaient un rôle relativement secondaire. L'action des rayons à ondes longues qui frappent l'eau est compensée par la rétrodiffusion venant de l'eau (Brown 1970). Par ailleurs, les faibles mouvements éoliens qui se produisent généralement au-dessus de l'eau des cours d'eau atténuent l'importance des courants de convection (Brown 1971). Par conséquent, l'élévation de la température de l'eau ne peut pas être attribuée systématiquement à un réchauffement de l'air dû à la coupe rase (Swift et Baker 1973) et la chaleur qu'apportent les rayons solaires sur l'eau ne se dissipera pas facilement dans l'air. Il semble que dans les zones ombragées, le refroidissement de l'eau d'un cours d'eau qui a été exposé est dû davantage à l'apport d'eau plus fraîche venant des affluents, des eaux superficielles, des eaux subsuperficielles ou des eaux souterraines qu'à une dissipation de la chaleur par convection, évaporation ou par conduction (Brown 1971, Swift et Baker 1973, Day et Carvell 1979). Par conséquent, le degré de refroidissement dépend de la quantité d'eau qui se jette dans le cours d'eau.

Brown (1969) a signalé que les différences qui existent entre la conduction de la chaleur dans les cours d'eau à lit rocailleux et graveleux influencerait les prévisions sur la température. Brown (1971) a affirmé que l'énergie solaire absorbée par le lit rocailleux d'un petit cours d'eau limpide représente de 15 à 20 % de la chaleur incidente, ce qui aurait tendance à faire baisser la température maximum de l'eau mais celle-ci se maintiendrait plus longtemps car le lit proprement dit deviendrait une source de chaleur. Swift et Messer (1971) ont constaté que l'écart entre la température minimum et la température maximum de l'eau s'était accentué après une coupe rase faite à proximité d'un cours d'eau de la Caroline du Nord et ils attribuent ce phénomène au fait que le couvert de la forêt ne donnait plus d'ombre sur le cours d'eau pendant le jour ou qu'il ne limitait plus le refroidissement par perte d'énergie rayonnante pendant la nuit. Ils ont signalé que l'eau du cours d'eau ne se refroidissait pas beaucoup la nuit pendant les périodes où la température de l'eau du cours d'eau est la plus élevée. Lynch et autres (1972) ont signalé que les températures mensuelles minimums de l'eau n'avaient pas changé à la suite de la suppression de la végétation ripicole dans un bassin hydrographique de Pennsylvanie. L'influence de la suppression du couvert ripicole sur la température de l'eau des cours d'eau en hiver est également conjecturale. D'après Lantz (1971), Aubertin et Patric (1974), Reiser et Bjornn (1979), Chamberlin (1982) et Everest et Harr (1982), la suppression du couvert ripicole risque de provoquer un abaissement de la température de l'eau en hiver et au printemps. Reinhart et

Eschner (1962) ont constaté que les températures minimums de l'eau avaient baissé dans un bassin hydrographique de l'ouest de la Virginie où l'on avait fait une coupe à blanc. Par contre, Meehan et autres (1969) ont dit que ce genre de coupe avait eu peu d'incidence sur la température de l'eau de certains cours d'eau de l'Alaska en hiver et Likens et autres (1970) ainsi que Swift et Messer (1971) ont constaté que la température de l'eau de certains cours d'eau du New Hampshire et de la Caroline du Nord étaient supérieurs à la normale en hiver. Likens et autres (1970) ont supposé que la hausse des températures maximums de l'eau en hiver qu'ils ont observée pourrait être provoquée par l'augmentation de l'épaisseur de la neige et partant, par une isolation plus grande, du passage à découvert depuis peu où coule le cours d'eau.

La durée des hausses de température de l'eau provenant de l'exposition du cours d'eau dépend de la rapidité à laquelle la végétation repousse sur les bords de ce dernier. La végétation repousse paraît-il suffisamment pour abaisser la température de l'eau des petits cours d'eau à un rythme assez rapide, habituellement en 4 ou 6 ans (Brown et Krygier 1970, Swift et Messer 1971, Patric 1980).

LE DEBIT

Ce rapport ne vise pas à exposer dans le détail les répercussions hydrologiques de la suppression de la végétation sur l'apport d'eau des bassins hydrographiques boisés. On juge néanmoins qu'il faut examiner cet aspect lorsqu'on étudie les répercussions éventuelles de la suppression de la végétation ripicole car tout aménagement (par exemple, la récolte des arbres) de la zone riveraine sera normalement accompagné d'un traitement de tout le bassin hydrographique. Par ailleurs, les répercussions éventuelles de l'aménagement de la zone riveraine peuvent être atténuées ou accentuées par les changements hydrologiques causés par l'aménagement de tout le bassin hydrographique. Il existe une foule de renseignements sur ce sujet qui a fait l'objet de plusieurs études (Trimble et autres 1963, Hibbert 1967, E.A. Johnson 1967, Lull et Reinhart 1967, Jeffrey 1968a, Lull 1970, Rothacher 1970a, Hillman 1971, Tryon 1972, Harr et autres 1982).

Les auteurs des études sur des bassins hydrographiques (coupes à blanc, coupes par blocs et différentes sortes de coupes d'écrémage) de l'Oregon (Rothacher 1970a, Harr et autres 1975, 1979), de l'Alberta (Hillman 1971, Swanson et Hillman 1977). du Minnesota (Verry 1972), du New Hampshire (Hornbeck et autres 1970, Hornbeck 1973, Bormann et autres 1974), de la Caroline du Nord (Hewlett et Helvey 1970), de l'ouest de la Virginie (Reinhart et Eschner 1962, Reinhart et autres 1963, Patric et Reinhart 1971, Aubertin et Patric 1974), de la Pennsylvanie (Lynch et autres 1972) et de la Californie (Rice et Wallis 1962) s'accordent généralement à dire que l'abattage des arbres entraîne une

augmentation de l'apport d'eau et que l'importance de cet apport est directement proportionnelle à l'importance de la coupe. Par conséquent, le nombre de jours de faible débit (débit inférieur à une limite fixée d'avance) est réduit. La superficie de la zone de coupe nécessaire pour déceler une augmentation du débit des cours d'eau varie dans les études susmentionnées, mais on a signalé une augmentation de débit à la suite de coupes à blanc sur une superficie de 8,5 ha seulement (Lynch et autres 1972). On a également signalé une augmentation de l'apport d'eau à la suite de la suppression de la végétation ripicole (Dunford et Fletcher 1947, P.B. Rowe 1963. E.A. Johnson 1967, Lull et Reinhart 1967, Campbell 1970, Patric et Reinhart 1971, Horton et Campbell 1974).

Les études ne donnent cependant pas toutes des résultats analogues. Dans l'Oregon, les apports d'eau sont demeurés constants ou ils ont diminué à la suite d'une coupe expérimentale, peut-être parce que l'interception du brouillard a été moins forte et que par conséquent moins d'eau a dégoutté (Harr 1980) ou à cause d'une fonte des neiges de courte durée (Harr et McCorison 1979). Les conséquences de la suppression de la végétation forestière dans un grand bassin hydrographique peuvent être négligeables, selon l'importance de la coupe (Harr 1976).

Les augmentations de l'apport d'eau provenant d'une coupe sont généralement attribuées à l'évapo-transpiration (diminution de l'interception et de l'évaporation ultérieure et diminution de l'extraction de l'humidité du sol par transpiration (Lull et Reinhart 1967, Hornbeck et autres 1970, Hillman 1971, Patric et Reinhart 1971, Harr et autres 1975, 1979, Chamberlin 1982). On

considère que les pertes d'évaporation du sol après l'abattage sont beaucoup moins fortes que les pertes d'évapo-transpiration (Trimble et autres 1963). L'importance et l'apparition de ces augmentations d'apport d'eau sont variables, selon plusieurs facteurs propres à chaque région, notamment le climat, le tracé du réseau hydrographique, la géologie, le type de sol et sa profondeur, l'importance de l'infiltration en profondeur, les essences d'arbres (structure des racines, superficie de la surface et longueur de la saison de repos différentes) et les méthodes de traitement (Chapman 1962, Trimble et autres 1963, Douglass 1967, Goodell 1967, Holstener - Jorgensen 1967, Swank et Miner 1968, Hornbeck et autres 1970, Rothacher 1970a, Swanson et Hillman 1977). On a souvent signalé des augmentations pendant la période de croissance car c'est le moment où l'évapo-transpiration est au maximum (Reinhart et Eschner 1962, P.B. Rowe 1963, Hornbeck et autres 1970, Patric et Reinhart 1971, Lynch et autres 1972, Harr et autres 1979). La teneur en eau du sol est toutefois souvent inférieure à la capacité maximum de rétention pendant la saison de croissance et les augmentations de l'apport d'eau ne se produisent pas toujours avant la période où le sol se recharge en humidité soit avant la fin de l'été ou l'automne (Reinhart et autres 1963, Lull et Reinhart 1967, Rothacher 1970a, Harr et autres 1975) voire avant le printemps suivant, à la fonte des neiges (Reinhart et autres 1963, E.A. Johnson 1967, Swanson et Hillman 1977).

Du fait que la teneur du sol en humidité augmente à cause de l'évapo-transpiration, sa capacité d'emmagasiner encore de l'eau

diminue et l'augmentation de l'apport d'eau (débit du cours d'eau) est en avance sur le cycle annuel. Par ailleurs, le sol réagit davantage (du point de vue de l'augmentation de l'apport d'eau) aux précipitations (Trimble et autres 1963), et le cours d'eau atteint par conséquent plus rapidement son débit moyen de pointe ou celui-ci augmente après les tempêtes. L'augmentation des débits de pointe risque d'accélérer l'érosion des berges et du lit du cours d'eau (Harr et autres 1979). On a toutefois constaté que, d'une façon générale, l'onde maximum de tempête n'était pas modifiée par une coupe, pour autant que la perturbation du sol soit minime, car le sol des bassins hydrographiques perturbés et non perturbés se recharge généralement à fond d'humidité pendant ces tempêtes (E.A. Johnson 1967, Lull et Reinhart 1967, Rothacher 1973, Harr et autres 1975). Dans les régions où l'humidité du sol est insuffisante pendant toute l'année, comme en Caroline du Nord (Hewlett et Helvey 1970), on s'attend à ce que l'onde de tempête augmente toute l'année également lorsqu'on y a fait une coupe rase. Si l'humidité du sol pendant la saison de repos est équivalente dans les bassins hydrographiques où l'on fait de l'exploitation forestière et dans ceux où l'on n'en fait pas, l'écoulement et l'onde de tempête doivent être équivalents. (Patric et Reinhart 1971, Bormann et autres 1974).

Les ondes de tempête rapides sont toutefois directement reliées à l'importance du ruissellement qui est plus rapide que l'écoulement souterrain (Harr et autres 1975). L'importance du ruissellement est fort influencée par l'ampleur et la continuité de la perturbation et du compactage du sol et par l'interception

de l'écoulement subsuperficiel par le tracé de chemins et de fossés ainsi que par les propriétés du sol et du bassin hydrographique (Reinhart et autres 1963, Harr et autres 1975, 1979, 1982, Swanson et Hillman 1977). Sheridan et autres (1967) ont signalé une faible augmentation des débits de pointe à la suite de l'exploitation forestière en Alaska qu'ils ont attribuée à l'épaisseur de la couche de matières organiques qui a entraîné une percolation rapide de l'eau à travers le sol, et à la faible transpiration (avant l'abattage) pendant les périodes très pluvieuses. Par ailleurs, le réseau de chemins était réduit au minimum parce que les frais de construction étaient prohibitifs. Lorsque le ruissellement s'intensifiait, les débits de pointe à la suite des tempêtes se manifestaient plus tôt. Les périodes de faible débit peuvent diminuer du fait que l'humidité s'emmagasine moins longtemps dans le sol à cause de l'intensification du ruissellement; il arrive par contre que les grands chenaux d'eau subsuperficiels (comme les chenaux formés par les racines) soient seulement partiellement limités, ce qui ralentit l'écoulement de l'eau dans le sol et retarde l'apparition des débits de pointe (Chamberlin 1982). Par conséquent, l'ampleur des débits de pointe des cours d'eau et le moment où ils se manifestent dans un bassin hydrographique où l'on abat des arbres semble être variable, et il est difficile de faire des prévisions. Chapman (1962) a insisté sur le fait qu'il est difficile de prédire les débits de pointe des cours d'eau et l'importance du débit pour une année déterminée, ce qui est dû d'après lui à l'interaction des précipitations, de la transpiration et de l'infiltration, du compactage et de la capacité de rétention du sol.

Goodell (1967) en a conclu que, sauf si les pentes sont abruptes, l'aspect aurait peu d'influence sur les variations d'apport d'eau car l'orientation de la cime des arbres avait tendance à égaliser la quantité de rayons solaires atteignant le couvert. Par contre, Hibbert (1967) a constaté des augmentations plus fortes sur les pentes de 26 à 46 % de la Caroline du Nord orientées vers le Nord que sur les pentes orientées vers le Sud. Il attribuait ce phénomène aux différences d'évapo-transpiration mais n'a pas indiqué la raison de la direction de cette tendance.

Les apports d'eau redeviennent progressivement normaux avec la nouvelle pousse (Lull et Reinhart 1967, Berndt et Swank 1970, Rothacher 1970a. Swanson et Hillman 1977, Harr et autres 1979). La durée de la période pendant laquelle ce phénomène se produit varie beaucoup selon le degré de perturbation et la rapidité ainsi que la sorte de reboisement, mais on a noté les répercussions de l'abattage sur l'apport d'eau pendant des périodes allant jusqu'à 30 ans (Swanson et Hillman 1977, Harr et autres 1979).

Le moment où se produisent les augmentations de débit des cours d'eau à la suite de l'abattage des arbres dans les bassins hydrographiques du Nouveau-Brunswick serait probablement variable et il serait par conséquent difficile à prévoir, selon la teneur du sol en humidité et tous les différents facteurs qui ont déjà été mentionnés. Lull et Reinhart (1967) en ont conclu que l'abattage dans le nord-est des Etats-Unis ferait augmenter le débit au printemps parce que l'interception de la neige diminue. Le débit des cours d'eau peut diminuer au milieu de l'hiver parce que les précipitations se présentent en majeure partie sous forme

de neige et que la fonte est réduite (Hornbeck 1972), tandis que la pénétration du gel est plus profonde dans les zones coupées (Verry 1972). Même dans les régions du Nord-Est qui ne sont pas perturbées, le ruissellement est faible en hiver alors qu'il est relativement fort au printemps, à la suite de la fonte des neiges (Sopper et Lull 1965).

L'ACCUMULATION DE NEIGE

On a toujours constaté que les accumulations de neige sont plus fortes dans les clairières (Berndt 1965, Miller 1966. Stanton 1966, Clausen et Mace 1972, Gary 1974, 1975, 1979). On pensait d'abord que c'était parce qu'il y avait moins d'interception de la neige par le couvert, donc moins d'évaporation ultérieure (Gary 1975). Il semble maintenant que l'altération de la configuration des vents dans les petites clairières est la cause d'une accumulation plus forte de neige qui fait en réalité diminuer la quantité de neige sous le couvert adjacent où il n'y a pas eu de coupe (Miller 1966. Stanton 1966. Gary 1974, 1975. 1979, Chamberlin 1982). Par conséquent, la quantité totale d'eau des cours d'eau provenant de la fonte des neiges demeure relativement constante après une coupe (Hornbeck et Pierce 1969, Verry 1972) car seule la répartition de la neige change. L'augmentation des apports d'eau au printemps après une coupe dans un bassin hydrographique est probablement due à l'augmentation de la teneur en humidité du sol due davantage à une diminution des pertes par évapo-transpiration l'été précédent qu'à une diminution de l'interception de la neige - et des pertes par évaporation dans le couvert (Jeffrey 1968b). D'après Chamberlin (1982). les petites clairières (jusqu'à 8 hauteurs d'arbre) dans le couvert forestier faisaient augmenter davantage les accumulations de neige que les grandes clairières, mais d'après Hillman (1971), l'accumulation de neige augmenterait également dans les grands quadrats de l'Alberta où l'on a fait des coupes à blanc. La superficie des clairières dont il est question dans les études susmentionnées était

variable; il y avait des bandes de 10 à 150 m de large et des parcelles de 2 à 8 ha. On a dit par ailleurs qu'il existait une relation inversément proportionnelle entre la densité du couvert et l'accumulation de neige (Berndt 1965).

On a signalé que la fonte des neiges se produisait plus tôt et qu'elle était plus rapide dans les clairières (Berndt 1965, Stanton 1966, Hornbeck et Pierce 1969, Anderson 1970), à cause d'un ombrage moins fort et d'une action plus forte du vent, ce qui permet le transfert de chaleur par convection (Anderson 1970). Du fait que la teneur en humidité du sol est moindre dans les clairières, les écoulements de pointe dus à la fonte des neiges peuvent se produire plus tôt et être plus forts (Chamberlin 1982), ce qui peut entraîner une désynchronisation de la fonte des neiges de printemps dans les bassins hydrographiques où l'on a fait une coupe partielle (Hornbeck et Pierce 1969, Hornbeck et autres 1970, Verry 1972, Chamberlin 1982). Par conséquent, le débit maximum et les risques d'inondations sont réduits. Par contre, les écoulements dus à la fonte des neiges peuvent être synchronisés si la fonte des neiges précoce dans les clairières créées sur les buttes ou sur des pentes orientées vers le Nord coïncide avec la fonte normale des neiges des parties plus chaudes d'un bassin hydrographique (Chamberlin 1982). Il faut également tenir compte des risques d'inondations après l'abattage pratiqué sur de vastes quadrats en Alberta (Hillman 1971).

Il convient de signaler que l'accumulation de neige et la fonte des neiges dans les clairières dépendent de nombreux facteurs comme la grandeur et la forme des clairières, la quantité

de rémanents, l'aspect, l'élévation et le couvert forestier (voir Jeffrey (1968b), Meiman (1968), Anderson (1970) et Chamberlin (1982) pour une étude de ces facteurs ainsi que des effets des rayons et des courants de convection sur les champs de neige. Les rémanents peuvent accélérer la fonte des neiges en absorbant les rayons solaires qui sont ensuite communiqués à la neige par des rayons à ondes longues et par des courants de convection (Federer 1968, Hillman 1971) ou retarder la fonte des neiges à cause de l'ombrage qu'ils font et parce qu'ils forment un obstacle à l'action des vents (Federer 1968). L'importance et le rythme de l'accumulation de la neige et la rapidité de la fonte des neiges sont fortement influencés par la grandeur et la forme de la clairière par rapport au vent dominant (Gary 1974, 1975, 1979) et par l'aspect (Clausen et Mace 1972). et ils sont variables (Claussen et Mace 1972, Gary 1979). Gary (1974, 1975, 1979) a constaté que dans le Wyoming et au Colorado les accumulations de neige étaient plus importantes du côté situé contre le vent et dans le centre de bandes de pins de Murray (Pinus contorta Dougl.) où l'on a pratiqué des coupes à blanc et qu'elles vont en décroissant du côté situé sous le vent et du côté de la forêt contiguë où l'on n'a pas fait de coupe. Clausen et Mace (1972) ont constaté qu'au Minnesota, les accumulations de neige étaient plus importantes et que après une coupe à blanc, la fonte des neiges était plus rapide dans des bandes de pins rouges (Pinus resinosa Ait.) de 15 m de large orientées du Nord au Sud que dans des bandes orientées d'Est en Ouest.

L'importance et le rythme de l'accumulation de neige et de la fonte des neiges peuvent avoir, outre certains effets hydrologiques, d'importantes conséquences pour la faune. Il faut tenir compte de l'utilisation de la zone riveraine par la faune quand on envisage de créer des clairières en abattant des arbres dans cette zone. Ces clairières et les changements qui en découlent pour ce qui est de la répartition de la neige, risquent de faciliter ou d'entraver les déplacements des animaux sauvages, la recherche de nourriture, etc. compte tenu des nombreux facteurs qui ont été mentionnés.

LA SÉDIMENTATION

L'érosion du sol joue une influence importante sur le degré de sédimentation des cours d'eau. Elle comprend deux modes d'érosion distincts, l'érosion de surface et le mouvement en masse du sol. Il s'agit de processus naturels qui produisent des quantités variables de sédiments dans les cours d'eau (Brown & Krygier 1971), généralement dans une zone localisée (Rice et autres 1972). Une certaine érosion naturelle du sol se produit également à la suite de la dissolution du sol et de particules de matières organiques provoquée par l'infiltration de l'eau dans le sol (Patric 1977). Dans l'érosion de surface, des particules de sol se déplacent par suspension dans l'eau ou par l'action des gouttes de pluie tandis que dans le mouvement en masse du sol, ce sont des quantités bien plus grandes de sol qui se déplacent à la suite d'un glissement de terrain ou de la solifluxion (Dyrness 1967a). L'érosion en surface est courante après la perturbation du sol et elle est généralement attribuée à une diminution de la capacité d'infiltration du sol à cause du compactage (par exemple par les machines) et à une augmentation concomitante du ruissellement superficiel (Dyrness 1967a, Hillman 1971, Bormann et autres 1974, Chamberlin 1982). L'enlèvement des détritus et de la végétation qui retarde normalement le déplacement du sol vers le bas des pentes accélère également l'érosion en surface (Rice et autres 1972) et expose le sol au compactage sous l'action des gouttes de pluie (Rice et autres 1972, Bormann et autres 1974). La perturbation du tracé des réseaux normaux de drainage modifie également l'importance de l'érosion en surface (Rice et autres 1972). L'érosion en surface

est attribuée davantage aux facteurs qui perturbent les bassins hydrographiques qu'aux mouvements en masse du sol (Rice et autres 1972). Les glissements de terrain et la solifluxion sont plus courants dans les régions montagneuses où il existe des pentes de 60 ou 70 % (Dyrness 1967a, Fredriksen 1970, Megahan 1972, Rice et autres 1972) et ils se produisent lorsque les tensions gravitationnelles et les autres tensions sont plus fortes que la résistance interne du sol (Rice et autres 1972). D'une façon générale, l'infiltration de l'eau dans les sols est rapide (Brown 1972). Les perturbations causées par les humains risquent d'altérer la force des tensions sur le sol et par conséquent de modifier l'ampleur du mouvement en masse du sol, mais on ne peut généralement pas les considérer comme le seul facteur d'un mouvement (Rice et autres 1972). L'érosion en surface fait normalement augmenter la quantité de sédiments dans les cours d'eau immédiatement après la perturbation, qui diminue ensuite progressivement, tandis que la plus grande sédimentation due au mouvement en masse du sol n'est peut-être évidente que plusieurs années après la perturbation (Beschta 1978).

L'ampleur de l'érosion du sol, surtout de l'érosion due au mouvement en masse du sol, dépend de la nature, de la stabilité et des propriétés chimiques du sol (Striffler 1965, Dyrness 1967a, Fredriksen 1970, Rice et autres 1972, Swanston 1974, Chamberlin 1982), de la géologie du matériau d'origine (Striffler 1965, Allen et Welch 1967, Rice et autres 1972), de la teneur en eau du sol (Rice et autres 1972, Rice 1977), du climat (Rice et autres 1972), des caractéristiques de la pente (Rice et autres 1972), du couvert

de la végétation (Dyrness 1967a, Bormann et autres 1974), de la quantité de racines en décomposition (Rice et autres 1972, Rice 1977) et de l'étendue ainsi que de la forme des chemins forestiers (Fredriksen 1970, Megahan 1972, Rice et autres 1972, Rice 1977). L'aménagement de chemins peut influencer l'érosion de plusieurs façons, notamment en attaquant le sous-sol. en supprimant un support en bas de pente, en déposant des remblais sur des pentes déjà faibles peu résistantes, en interceptant l'eau subsuperficielle et en canalisant l'écoulement des eaux. Il arrive que des chemins, des jetées et des passages sur les cours d'eau mal conçus contribuent à apporter de grandes quantités de sédiments dans les cours d'eau (Van Groenewoud 1977). Swanson et autres (1982a) ont fait une étude approfondie de la sédimentation dans les bassins hydrographiques boisés.

De nombreuses études comportant l'utilisation de différentes méthodes de coupe, de récolte et d'extraction ont été effectuées pour connaître l'incidence des coupes dans les bassins hydrographiques sur les apports de sédiments dans les cours d'eaux (Reinhart et Eschner 1962, Rice et Wallis 1962, Reinhart 1964, Sheridan et McNeil 1968, Fredriksen 1970, Leaf 1970, Brown et Krygier 1971, Lynch et autres 1979 pour ne citer que quelques auteurs). Dans la majorité de ces études, on a à peine ou on n'a pas conservé une bande tampon de végétation le long des berges des cours d'eau. Par conséquent, les apports de sédiments dans les cours d'eau n'ont cessé d'augmenter à des degrés différents, à la suite de l'abattage. L'abattage des arbres proprement dit n'était pas jugé responsable de l'apport accru de sédiments dans les cours

d'eau car la perturbation de la couverture morte était généralement faible et l'infiltration continuait à se faire rapidement. Ce sont plutôt les méthodes d'extraction (notamment l'aménagement de sentiers de débusquage, de jetées et de chemins) qui étaient jugées responsables des apports supplémentaires de sédiments, surtout à cause de l'enlèvement des détritus et par conséquent de l'exposition du sol minéral et à cause du compactage de la surface du sol ainsi que de l'interception et de l'altération des écoulements d'eau subsuperficiels et superficiels, ce qui a accentué l'érosion en surface (ruissellement) et le mouvement en masse du sol. Étant donné que le terrain est relativement accidenté dans les bassins hydrographiques boisés, les écoulements d'eau ont tendance à se concentrer rapidement (Rice et autres 1972). Les effets d'une plus grande sédimentation des cours d'eau se sont généralement manifestés immédiatement après l'exploitation de la forêt ou après la construction des chemins (Reinhart et Eschner 1962, Brown et Krygier 1971, Lynch et autres 1972).

Les auteurs des études susmentionnées et d'autres chercheurs (Chapman 1962, Dyrness 1967a, Packer 1967a, Jeffrey 1968a, 1968c, Rothacher 1970b, Lull et Reinhart 1972, Rice et autres 1972, Patric 1976, 1977, DePape et Collins 1977, Lynch et autres 1977, Patric et Kidd 1981, Chamberlin 1982) s'accordent généralement pour dire que l'on peut réduire considérablement les apports de sédiments dans les cours d'eau en concevant bien les chemins, les pistes de débusquage et les jetées, en les aménageant à un endroit approprié et en adaptant les techniques de récolte à la région concernée (terrain, pente, etc.). Ainsi Rice (1977) trouvait que les risques

de glissements de terrain sont beaucoup plus grands après des coupes à blanc qu'à la suite de coupes progressives et de coupes d'écrémage (parce que l'on enlève plus de végétation et que par conséquent le nombre de racines en décomposition est plus grand) mais il a signalé que si l'on utilisait le système de débardage par câble après la coupe à blanc et des tracteurs après les autres sortes de coupes, la différence serait moins grande à cet égard. La perturbation du sol peut par ailleurs être une bonne technique d'aménagement pour favoriser la régénération (Rice et autres 1972) et il faut l'envisager en tenant compte des risques d'érosion. Le lecteur trouvera une description plus complète des méthodes d'exploitation forestière au Chapitre 6.

D'après Patric (1977), la discontinuité des sentiers de débardage (entourés d'une couverture morte intacte) atténuerait les effets de l'érosion car le terrain intact servirait de filtre. Il a également signalé qu'il faudrait laisser une bande tampon de 30 m de large entre les jetées et les cours d'eau et qu'il faudrait éviter de faire de l'exploitation forestière à proximité des cours d'eau. Leaf (1970) avait laissé une bande tampon de 27 m entre une zone exploitée et un cours d'eau au Colorado pour que la sédimentation de ce dernier soit réduite au minimum. Haupt et Kidd (1965) préconisaient de laisser une bande tampon de 9 m de large. Streeby (1971) et Van Groenewoud (1977) avaient également constaté que les bandes tampons contribuaient à réduire la sédimentation des cours d'eau. La largeur de la bande nécessaire pour réduire au minimum la sédimentation d'un cours d'eau dépendra de l'inclinaison du bassin hydrographique (il faudra une bande plus large si

l'inclinaison est plus forte) et de la végétation ainsi que de la quantité de sédiments prévue (degré de perturbation. climat, sol, etc.) (Van Groenewoud 1977). Van Groenewoud (1977) a recommandé de laisser une bande tampon de 15 m de large en terrain plat et une bande tampon de 60 m de large sur les pentes légères pour protéger les cours d'eau du Nouveau-Brunswick contre l'écoulement superficiel de sédiments mais il a précisé qu'il faudrait peut-être apporter des modifications selon l'endroit.

D'après Patric (1976, 1977) et Bormann et autres (1974), l'érosion est relativement lente dans les écosystèmes de l'est de l'Amérique du Nord. Ils se sont toutefois surtout intéressés aux écosystèmes formés par les forêts de feuillus: on ignore si dans les bassins hydrographiques où les résineux dominent, l'érosion serait aussi lente. D'après Chamberlin (1982). dans certaines régions de l'ouest de l'Amérique du Nord, les problèmes que risque de poser le manque de stabilité des pentes devraient faire renoncer les exploitants à abattre les arbres. Verry (1972) ne jugeait pas que la sédimentation des cours d'eau entrait fort en ligne de compte dans les coupes à blanc de trembles sur la partie élevée d'un bassin hydrographique du Minnesota parce que le relief de la région était peu accentué et que l'on s'attendait à ce que la végétation repousse rapidement.

Il est arrivé que la régénération ramène les sédiments des cours d'eau à un niveau presque normal dans une période de 2 à 6 ans après une perturbation (Reinhart et Eschner 1962, Sheridan et McNeil 1968, Brown et Krygier 1971, Lynch et autres 1972, Rice et autres, Patric 1976, 1977). La vitesse à laquelle se produit la restauration de la couverture végétale dépend toutefois beaucoup du

du climat et de la qualité du sol (Packer 1967a) et elle est par conséquent variable. La nouvelle végétation pionnière arrivera plus ou moins à enrayer l'érosion aussi efficacement que la végétation antérieure dont les racines pénétraient davantage dans le sol, surtout sur les pentes abruptes qui présentent un risque de glissement de terrain, selon la région. Les racines des arbres deviendront rapidement incapables de ralentir le mouvement du sol après la mort de l'arbre souche (O'Loughlin 1974). D'après Bormann et autres (1974), la quantité de particules de matière produites n'avait d'abord augmenté que légèrement mais elle avait augmenté constamment jusqu'à la quatrième année après une coupe à blanc (sans vidange) pratiquée dans un bassin hydrographique du New Hampshire et après un traitement aux herbicides pendant trois étés pour enrayer la repousse. La décomposition de toutes les racines antérieures, sans renouvellement, a contribué sans aucun doute à cette augmentation de la quantité de particules à la longue. La quantité de matière inorganique s'est également accrue, par rapport à celle de matière organique.

L'érosion n'entraîne pas nécessairement une sédimentation plus forte des cours d'eau (Packer 1967a). Elle peut tout simplement provoquer une redistribution des particules de matière, ce qui risque d'influencer à l'avenir la productivité, surtout dans les sols peu profonds des pentes abruptes ou dans les sols tassés où l'infiltration est moins rapide (Rice et autres 1972, Bormann et autres 1974).

D'après Patric (1977), dans l'est de l'Amérique du Nord, les endroits où le sol avait été perturbé, comme les chemins de

débardage, retrouveraient rapidement leur état naturel grâce à la chute des feuilles en automne et à l'ameublissement du sol tassé sous l'action du gel et du dégel. D'après Harr et autres (1979), les problèmes causés par les chemins subsisteraient plus longtemps que ceux causés par la perturbation due à l'exploitation forestière proprement dite. La durée de ces effets est manifestement variable: elle dépend surtout de l'ampleur de la perturbation. On a dit que les cours d'eau dont le débit est relativement stable (faible débit en période de crue et par conséquent creusement minime du lit) retiennent plus longtemps les effets de la sédimentation (Sheridan et McNeil 1968). Une augmentation des concentrations de sédiments dans le cours d'eau peut être seulement temporaire (Saunders et Smith 1965, Sheridan et McNeil 1968) et, comme on l'a déjà signalé, elle est plus prononcée pendant ou immédiatement après la perturbation (Reinhart et Eschner 1962).

Il paraît que le fait de brûler les rémanents après l'abattage augmente l'apport de sédiments dans le cours d'eau à cause de la mise à nu du sol minéral et de son tassement sous l'action de la pluie (Dyrness 1967a, Fredriksen 1970, Rothacher 1970b, Brown et Krygier 1971, Lull et Reinhart 1972, Rice et autres 1972). Les rémanents peuvent par ailleurs retarder le mouvement du sol vers le bas des pentes (Rothacher 1970b). Rice (1977) a constaté que le feu réduisait d'abord les risques de glissements de terrain car l'infiltration était moins forte mais que c'était bien vite le contraire lorsque les racines de la végétation qui se trouvait auparavant à cet endroit se décomposaient et que la nouvelle végétation se mettait à augmenter

la capacité d'infiltration du sol. Dyrness (1967a) a insisté sur le fait que l'érosion pouvait très bien ne pas augmenter si le feu est de faible intensité si bien que les détritus ne sont que carbonisés et pas complètement supprimés. En brûlant les rémanents à proximité des cours d'eau. on risque par ailleurs de faire augmenter considérablement la température de l'eau (Hall et Lantz 1969).

Il existe une autre source de sédimentation des cours d'eau que les facteurs de nature érosive dont on a déjà parlé: le lit du cours d'eau se creuse à cause de l'augmentation du débit qui suit normalement l'abattage des arbres (Chapman 1962, Packer 1967a, Lull et Reinhart 1972. Aubertin et Patric 1974, Bormann et autres 1974, Patric 1976, Chamberlin 1982). Dans les régions nordiques, la glace flottante peut contribuer largement à affouiller le lit des cours d'eau (Patric 1976). Elson et autres (1972) en ont conclu que d'une façon générale, l'élargissement (et par conséquent la diminution de la profondeur de l'eau) de la rivière Miramichi du nord-ouest, au Nouveau-Brunswick, était dû à l'intensification du ruissellement due à l'exploitation forestière, l'eau et la glace creusant les berges. L'affouillement serait probablement particulièrement évident après la suppression de la végétation ripicole et de son réseau de racines qui stabilisent les berges (Campbell 1970). Non seulement, ces racines retardent l'érosion des berges, mais elles influencent aussi beaucoup la largeur et la profondeur du lit des cours d'eau et l'importance de l'affouillement des berges (White et Brynildson 1967, Meehan et autres 1977, Keller et Swanson 1979).

LES SUBSTANCES NUTRITIVES

On a constaté que les concentrations de substances nutritives se trouvant dans l'eau des cours d'eau augmentaient à la suite de l'exploitation forestière des bassins hydrographiques (Chapman 1962, Likens et autres 1970, Rothacher 1970b, Fredriksen 1971, Brown 1972, Brown et autres 1973, Aubertin et Patric 1974). On a généralement attribué ce phénomène au fait que les arbres abattus cessent brusquement d'absorber des substances nutritives, au fait que la litière forestière s'épaissit parce que l'on écarte les parties invendables des arbres abattus, au fait que la quantité d'eau s'infiltrant dans le sol ou s'écoulant sur le sol (à cause d'une évapo-transpiration moins forte) augmente et au fait que les conditions sont plus favorables à la décomposition de la litière forestière (Bormann et autres 1968, Fredriksen 1971). Likens et autres (1970) ont signalé que la quantité de substances nutritives dissoutes déplacées, surtout de nitrates, et que l'acidification de l'eau avaient beaucoup augmenté à la suite du déboisement (et de l'application d'herbicides pendant les trois étés suivants) d'un bassin hydrographique du New Hampshire couvert de feuillus. On a supposé que les pertes de nitrates étaient dues à une plus grande nitrification microbienne (Likens et autres 1969, 1970, Likens et Bormann 1975). Brown (1972) a signalé des pertes de substances nutritives à la suite d'un déboisement dans l'Oregon mais il a constaté que ces pertes étaient moins grandes et de plus brève durée qu'au New Hampshire. Cette différence est attribuée au fait que la végétation a pu repousser sans problème et que l'on était en présence de sols plus lourds. Brown (1972) a signalé par ailleurs

qu'une augmentation de la concentration d'azote dans l'eau des cours d'eau aurait pu être due en partie à l'invasion rapide de la zone riveraine par l'aulne de l'Oregon (Alnus rubra Bong.), fixateur d'azote prolifique. La haute teneur en azote de la litière de cette essence et la décomposition rapide qui en découle sont la cause d'une augmentation de la quantité d'azote dans le sol et dans l'eau (Swanson et autres 1982b). Au Nouveau-Brunswick, où l'on trouve couramment l'aulne commun (Alnus incana (L.) Moench) le long des berges des cours d'eau, il se peut également que cet arbre contribue beaucoup à augmenter la teneur en azote des eaux non perturbées. Vitousek et Melillo (1979) ont passé en revue les facteurs qui influencent la concentration d'azote dans les eaux qui drainent des bassins hydrographiques perturbés.

Verry (1972) n'a constaté aucun changement dans la concentration de substances nutritives dans l'eau des cours d'eau un an après avoir fait une coupe à blanc dans une forêt de trembles (Populus spp.) dans le nord du Minnesota et il a attribué ce phénomène à la lenteur de la décomposition. à la vigueur de la régénération. au relief peu prononcé (peu d'érosion) et aux caractéristiques du sol. Marks et Bormann (1972) ont signalé par ailleurs que l'établissement et la croissance rapides des essences pionnières (ex. le petit merisier (Prunu pensylvanica L.f.)) à la suite d'une perturbation réduiraient les pertes de substances nutritives.

Il conviendrait d'éviter de brûler les rémanents pour réduire au minimum les pertes d'azote (Chapman 1962, Rothacher 1970b, Fredriksen 1971). En brûlant les rémanents, on accélère non

seulement la décomposition mais on supprime également la végétation résiduelle après l'abattage, ce qui aurait retenu de l'azote. Fredriksen (1971) pensait également qu'un bassin hydrographique perdait beaucoup d'azote avec les sédiments et qu'en réduisant au minimum la perte de sol, on réduirait également au minimum les pertes d'azote. Il semblerait qu'il en soit de même pour le phosphore. On sait très bien que les sols forestiers et les sédiments du fond contiennent du phosphore (Rigler 1964, M.W. Smith 1969, Peterson et autres 1973, Likens et Bormann 1975) et que l'augmentation de la teneur en phosphore de l'eau des cours d'eau semble être reliée à une augmentation de la quantité de particules de matières organiques et inorganiques (Bormann et autres 1974, Likens et Bormann 1975).

LES DÉBRIS

Les débris organiques apparaissent naturellement dans tous les cours d'eau et à moins qu'ils ne s'y trouvent en quantités excessives, ils contribuent à la productivité du cours d'eau en offrant une certaine diversité sur le plan de l'habitat et en stabilisant le lit (Swanson et autres 1976, Swanson et Lienkaemper 1978, Keller et Swanson 1979, Chamberlin 1982, Everest et Harr 1982). Les débris qui provoquent la formation de fosses et ralentissent le débit du cours d'eau ralentissent parfois l'érosion du lit et des berges. Certains organismes utilisent l'habitat créé par les débris organiques, ainsi que les débris proprement dits, comme substrat. Ce phénomène est probablement plus marqué dans les cours d'eau où il y a peu de grosses pierres (Murphy et Hall 1981). Les déplacements de la matière organique et inorganique "utilisable" qui flotte ou se trouve en suspension sont réduits; par conséquent une partie de cette matière se dépose sur le lit du cours d'eau.

De nombreux facteurs influencent la quantité de débris organiques se trouvant dans un cours d'eau, notamment l'âge et la condition du peuplement contigu au cours d'eau, la stabilité et la raideur des berges et des pentes, la capacité du cours d'eau de transporter les débris et la rapidité de la décomposition et de la détérioration physique des débris ainsi que la fréquence des torrents de débris (Swanson et autres 1976, Swanson et Lienkaemper 1978).

Les répercussions néfastes des débris organiques se manifestent généralement pendant les périodes de crue, lorsque les

billes charriées par l'eau creusent les berges du cours d'eau (Rothacher, 1970b) et que les amas de billes et de débris forcent le ruisseau à miner ses berges et à les inonder, ce qui cause une certaine sédimentation (Rothacher 1970b. Hillman 1971. Narver 1971, Dominy 1972, Swanson et autres 1976, Swanson et Lienkaemper 1978). La végétation ripicole risque par ailleurs d'être détruite (Swanson et Lienkaemper 1978). Le déplacement des amas de billes et de débris entraînera des changements dans la fosse et modifiera l'aspect des remous des cours d'eau (Meehan et autres 1969). Ces effets sont généralement moins prononcés dans les grandes rivières (Swanson et autres 1976). L'accumulation de quantités excessives de débris organiques dans les cours d'eau a d'autres répercussions néfastes: elle empêche les poissons de passer ou retarde leur passage (Chapman 1962, Narver 1971, Burns 1972, Dominy 1972, Chamberlin 1982), fait augmenter la demande d'oxygène (Van Groenewoud 1977) et fait diminuer la concentration d'oxygène près du fond du cours d'eau derrière le barrage formé par l'accumulation de vase et d'autres matières, ce qui fait que l'eau se renouvelle moins (Chapman 1962, Chamberlin 1982). On discutera plus en détail plus tard des effets sur la concentration d'oxygène.

Rothacher (1970b) préconisait de laisser une bande tampon autour des cours d'eau pour éviter que des quantités excessives de débris organiques y pénètrent, d'abattre des arbres et de les débusquer à l'écart des cours d'eau. Même si des tempêtes assez violentes pour provoquer une sorte de "chute en avalanche de débris" sont rares dans l'est de l'Amérique du Nord (Patric 1976), l'abattage sur les berges de cours d'eau ou à proximité de

celles-ci serait responsable d'une accumulation importante de débris dans les cours d'eau et il peut être très utile de prévoir une bande tampon. Par ailleurs, en abattant des arbres dans les bandes tampons, on supprimerait également la source naturelle d'apport de débris organiques dans les cours d'eau, ce qui risquerait en fin de compte de réduire la diversité des cours d'eau et leur productivité (Swanson et Lienkaemper 1978). Chamberlin (1982) a même laissé entendre qu'en réduisant la taille de ces débris en transformant les forêts d'arbres mûrs de diamètre important en forêts transitoires d'arbres de petit diamètre, on risquait de faire diminuer la productivité et la stabilité d'un cours d'eau. Van Groenewoud (1977) a signalé que la bande tampon de 15 m de large recommandée pour les cours d'eau du Nouveau-Brunswick afin de produire un ombrage protecteur protégerait également la plupart des cours d'eau contre une accumulation excessive de débris.

L'OXYGENE

L'abattage dans les bassins hydrographiques, surtout dans les zones riveraines, influence de plusieurs façons la teneur en oxygène de l'eau des cours d'eau. Dans les cours d'eau non perturbés, la teneur en oxygène atteint généralement, ou presque, le niveau de saturation (Likens et autres 1970, Rothacher 1970b). Les caractéristiques du lit d'un cours d'eau comme la pente, l'inégalité (ex. grosses pierres) et sa profondeur influencent les échanges d'oxygène entre l'eau et l'air (Brown 1972). Lorsqu'on abat des arbres dans un bassin hydrographique, on risque de faire augmenter la turbulence de l'eau et partant la concentration d'oxygène dissous en faisant augmenter l'apport d'eau (Likens et autres 1970). Inversément, une limitation du débit (notamment à cause des barrages formés par les débris organiques), surtout pendant les périodes de faible débit, réduirait le degré d'aération (Likens et autres 1970, Brown 1972). La décomposition des matières organiques (billes, rémanents, sciure, etc.) sous l'action des microorganismes exerce par ailleurs une forte demande d'oxygène dissous sur les cours d'eau (Hall et Lantz 1969, Likens et autres 1970, Rothacher 1970b, Narver 1971, Brown 1972, Burns 1972, Dominy 1972, Van Groenewoud 1977, Chamberlin 1982). La concentration d'oxygène dissous est inversément proportionnelle à la température de l'eau (Brown et Krygier 1967, Likens et autres 1970, Rothacher 1970b, Narver 1971, Brown 1972, Van Groenewoud 1977); par conséquent, toute hausse de la température de l'eau due à une exposition plus forte aux rayons solaires (à cause de l'enlèvement de la végétation ripicole) ou due à la formation de fosses (à cause

des débris organiques) fera baisser la teneur de l'eau en oxygène dissous.

L'élévation des températures de l'eau et l'exposition plus forte à la lumière ainsi que l'augmentation de la quantité de substances nutritives ou de matières organiques risquent d'entraîner la prolifération d'algues (Chapman 1962, P.B. Rowe 1963, Campbell 1970. Likens et autres 1970, Narver 1971, Dominy 1972. Hansmann et Phinney 1973). Si la concentration d'une substance nutritive antérieurement limitée augmente, la pousse des algues risque d'être très prononcée (Chamberlin 1982). La croissance de la biomasse d'algues fera d'abord augmenter la quantité d'oxygène par photosynthèse mais lorsque la production fléchira et que les algues commenceront à se décomposer, il y aura forte pénurie d'oxygène (Van Groenewoud 1977). La respiration de ces algues pendant la nuit accentuera encore cette pénurie d'oxygène (Narver 1971).

CHAPITRE 3

L'INCIDENCE DE LA RECOLTE DU BOIS SUR LA VIE AQUATIQUE

INTRODUCTION

Ce chapitre est consacré à l'incidence sur la vie aquatique de la modification de certains paramètres relatifs à la qualité de l'eau des cours d'eau. Il ne s'agit pas d'une étude approfondie de certains cas ni de certaines essences mais d'un résumé des connaissances actuelles expliquant les nombreuses conséquences de la récolte du bois dans les bassins hydrographiques et surtout dans les bandes tampons ainsi que l'importance de l'interaction des deux variables. Je conseille aux lecteurs de consulter les ouvrages cités pour obtenir une explication plus détaillée sur une étude ou une essence déterminée. Si l'on est surtout intéressé par les poissons, il ne faut pas négliger l'importance d'un changement de qualité de l'eau pour les plantes aquatiques et les invertébrés. Ces organismes servent non seulement d'aliment de base aux poissons, mais la variété et la structure de leurs communautés donnent une idée de la qualité de l'eau (Wilhm et Dorris 1968, Wilhm 1970, Gaufin 1973, Patrick 1973, Hilsenhoff 1977).

Les principales espèces de poissons qui seraient touchées par une mauvaise exploitation forestière au Nouveau-Brunswick sont les salmonidés; par conséquent, il est surtout question de cette famille de poissons. Le terme "salmonidés" englobe le saumon de l'Atlantique (Salmo salar L.) et plusieurs espèces de truites. Partout dans le texte, il est question de "poissons d'eau chaude moins intéressants"; ces espèces ont généralement moins de valeur

que les salmonidés aux yeux des pêcheurs: il s'agit notamment de poissons comme les cyprins-sucets (Catostomus spp.), le mulet à cornes (Semotilus atromaculatus (Mitchill), la perche (Perca flavescens (Mitchill)) et le brochet maillé (Esox niger Lesueur).

D'après le chapitre précédent. il semble que la plupart des problèmes (diminution de la qualité de l'eau) causés par la récolte de la végétation ripicole soient relativement de courte durée; il arrive toutefois qu'il en soit autrement en raison des circonstances. Toute détérioration de la qualité de l'eau peut avoir immédiatement des conséquences néfastes pour les poissons d'un ou de plusieurs groupes d'âge, ce qui risque d'entraîner des répercussions durables sur l'ensemble de la population de poissons, même si la qualité de l'eau redevient normale dans un laps de temps relativement court. Par ailleurs, si un changement d'ordre écologique ne produit pas immédiatement une réaction de la part d'une espèce de salmonidés, il peut entraîner une modification progressive de l'espèce selon la durée (ou la réapparition) de l'effet et de son influence indirecte sur la physiologie, le comportement. la base alimentaire, etc., des poissons. Les différentes espèces de salmonidés auront une sensibilité différente à un changement du milieu (Hall et Lantz 1969, Narver 1971, Burns 1972) et cette sensibilité variera également selon la période de l'année (Lewis 1969). Le repeuplement d'un cours d'eau en truites de ruisseau (Salvelinus fontinalis (Mitchill)) s'est déjà fait rapidement (Phinney 1975); par contre, le repeuplement en saumon de l'Atlantique peut prendre beaucoup plus de temps (P. Cronin, com. pers.).

Dans tout ce chapitre, il est question de différentes étapes du cycle de vie des poissons. Les termes employés ont été empruntés à Phillips (1971). En bref, l'oeuf est un embryon qui se développe dans sa membrane. l'alevin vésiculé est un embryon entre le moment de l'éclosion et de l'absorption du sac vitellin et l'alevin est le poisson après l'absorption du sac vitellin jusqu'au stade de jeune poisson sachant nager librement. Le saumon et la truite frayent sur les lits de gravier des cours d'eau, dans des zones appelées des frayères: ils émergent de ces frayères à peu près au début du stade d'alevins (Phillips 1971).

L'incidence de l'exploitation forestière sur les populations de poissons doit être jugée par rapport aux petits affluents d'amont. Ces petits cours d'eau sont plus sensibles aux perturbations causées par l'exploitation forestière que les plus grands cours d'eau ou que les rivières (Hall et Lantz 1969, Lantz 1971, Narver 1971, Swift et Messer 1971, Everest et Harr 1982). C'est surtout dans les affluents d'amont que le saumon et la truite frayent et élèvent leurs petits (Brown et Krygier 1967, Hall et Lantz 1969, Lantz 1971, Narver 1971, Swift et Messer 1971, Everest et Harr 1982) et, comme on le verra, c'est au début de leur cycle de vie que les poissons sont les plus vulnérables à une détérioration de l'environnement. La gravité de changements comme la diminution de la quantité d'oxygène sera la plus grande lorsque la densité sera la plus forte; par conséquent, les cours d'eau plus productifs risquent d'être très sensibles. D'après Hanson (1973), il serait souvent plus important de ménager des bandes tampons et de prendre d'autres précautions à proximité des cours d'eau

secondaires ou des affluents qu'à proximité du cours d'eau principal.

Plusieurs études générales sur l'incidence de l'exploitation forestière sur les populations de salmonidés et sur les exigences écologiques de ces poissons ont été préparées (Chapman 1962, Sheridan et autres 1967, Narver 1971. Dominy 1972, Elson et autres 1972, Elson 1974, Sharpe 1975, Lynch et autres 1977, Van Groenewoud 1977, Reiser et Bjornn 1979, Chamberlin 1982). Certaines études sur les changements qui se sont produits dans les cours d'eau à cause de l'exploitation forestière ont donné des résultats variables, dénotant une augmentation de la capacité de charge du cours d'eau (Burns 1972, Murphy et Hall 1981, Murphy et autres 1981), pas de changement détectable ou peu de changement (Welch et autres 1977, Englert et autres 1982), ou encore une diminution du nombre de poissons (Hall et Lantz 1969, Ringler et Hall 1975). Cette variabilité est sans aucun doute due à l'importance de la perturbation (par ex. la quantité de végétation résiduelle laissée dans la zone riveraine, l'ampleur du chantier, les traversées de cours d'eau) ainsi qu'aux nombreux facteurs qui influencent le nombre de poissons et à la technique d'échantillonnage qui peuvent prêter à confusion.

LA TEMPÉRATURE

Une hausse de la température de l'eau peut avoir de nombreux effets sur les poissons, notamment la chaleur directe -- mortalité provoquée, augmentation de l'intensité du métabolisme et changements physiologiques et morphologiques qui en découlent, augmentation de l'activité des organismes pathogènes et réduction de la solubilité de l'oxygène dissous, dont il a déjà été question (Chapman 1962, Hall et Lantz 1969, Brown 1972, Burns 1972). Ces effets sont variables selon la période de l'année (et le stade du cycle de vie) où la hausse de température se produit (Meehan et autres 1969, Lantz 1971, Ringler et Hall 1975), selon sa durée (Hall et Lantz 1969, Lantz 1971), selon son ampleur, selon la capacité d'acclimatation des espèces de poissons concernées (Paloheimo et Dickie 1966, Lantz 1971, Lynch et autres 1977) et selon les caractéristiques du cours d'eau. Par ailleurs, l'aptitude des poissons à s'acclimater à des changements de température de l'eau peut diminuer avec l'âge (Lynch et autres 1977).

On considère généralement que la température maximale mortelle de l'eau pour les salmonidés est de 25° à 27° (Fry et autres 1946, Swift et Messer 1971, Dominy 1972, Van Groenewoud 1977, Everest et Harr 1982). D'après Javoid et Anderson (1967), la température préférée du saumon de l'Atlantique est de 17°C alors qu'elle est de 20°C pour la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri Richardson). Fry et autres (1946) ont prouvé que les limites de température mortelles pour la truite de ruisseau acclimatée étaient de 0°C et de 25,3°C. Ces résultats expérimentaux varient toutefois selon les

dispositifs utilisés (Combs 1965, Javoid et Anderson 1967). Reiser et Bjornn (1979) considéraient qu'une température moyenne de 10 à 15°C était bonne pour les salmonidés anadromes tandis que Van Groenewoud (1977) parlait de températures maximums d'été normales de 13 à 20°C pour les ruisseaux à truite du Nouveau-Brunswick. D'après Lynch et autres (1977) des températures de 15,6 à 20°C sont idéales pour la truite de ruisseau (espèce qui d'après eux, supporte très mal la chaleur) tandis que des températures supérieures à 21,1°C provoqueraient un certain "stress". Hall et Lantz (1969) n'ont toutefois signalé aucune mortalité directe chez le saumon coho (Oncorhynchus kisutch (Walbaun)) ou chez la truite fardée (Salmo clarki Richardson) dans de l'eau dont la température était supérieure à 25°C et ils attribuaient ce phénomène au fait que la période de la journée où la température de l'eau était plus élevée que cela était relativement courte. De même, Hunt (1969) n'a pu déceler aucune mortalité directe chez la truite de ruisseau dans de l'eau où les températures estivales atteignaient un maximum de 29,5°C. Il se peut que la rapidité du changement de température et l'importance de la fluctuation de température ainsi que la durée de la période pendant laquelle la température maximum était atteinte soient plus importantes que la température maximum proprement dite (Hall et Lantz 1969, Van Groenewoud 1977). La mortalité directe du poisson peut également se produire lorsque l'azote ne peut plus se dissoudre à cause de la diminution de la solubilité dans l'eau plus chaude, ce qui produit des bulles qui risquent de détruire des tissus ou enrayer la circulation sanguine (Lantz 1971).

Les effets indirects d'une hausse de la température de l'eau risquent d'avoir une influence bien plus grande sur la survie des poissons, surtout celle des salmonidés. L'élévation de la température sera accompagnée d'une augmentation de l'activité métabolique: par conséquent, l'énergie alimentaire servira davantage à assurer les fonctions d'entretien qu'à la croissance (Baldwin 1956, Beamish 1964a, Lantz 1971, Dominy 1972). Si la dépense d'énergie métabolique est excessive, surtout en fonction des denrées alimentaires disponibles. les processus normaux comme la natation seront perturbés (Lantz 1971, Swift et Messer 1971, Reiser et Bjornn 1979). La gravité du problème variera selon la saison et les besoins métaboliques correspondants (Lantz 1971). Les poissons risquent de perdre du poids et de mourir de faim faute de nourriture ou à cause d'une moins grande aptitude à se nourrir ou à assimiler la nourriture (Latta 1969). Par ailleurs, il y aura moins d'oxygène dissous alors que les poissons auront besoin de respirer davantage (Lantz 1971, Davis 1975).

Contrairement à la plupart des autres espèces de poissons, le saumon et la truite préfèrent des températures plus froides et la plus grande quantité d'oxygène dissous que l'on trouve en eau froide, (Lantz 1971, Dominy 1972, Van Groenewoud 1977). La concurrence des poissons d'eau chaude moins intéressants s'accentuera à mesure que la température de l'eau augmente (Chapman 1962, Lantz 1971, Brown 1972).

Les modes normaux de comportement que constituent la fraie, l'incubation des oeufs, la sortie des alevins et la migration risquent d'être modifiés par des changements de température à cause

de l'influence physiologique de la température (Henderson 1963, Meehan et autres 1969, Bjornn 1971, Lantz 1971). L'apport d'une eau souterraine plus fraîche peut inciter la truite de ruisseau à se grouper sur le bord d'un cours d'eau (Latta 1969). Ringler et Hall (1975) ont supposé que toute augmentation de la température qui fait éclore plus tôt les alevins à cause de l'accélération du développement, risque de compromettre la survie de l'alevin. D'après Lantz (1971), il existe un lien entre la température à laquelle les poissons adultes frayent et la survie de leur progéniture. Les changements de température et de lumière risquent également de modifier la composition et le comportement des communautés d'invertébrés et de producteurs primaires (Chapman 1962, Holt et Waters 1967, Waters 1969, Hansmann et Phinney 1973, Van Groenewoud 1977, Fraley 1979) et il faudra que les habitudes alimentaires des poissons changent si l'on veut que leur nombre demeure stable. L'altération des périodes de lumière modifie la dérive des invertébrés aquatiques (Holt et Waters 1967); un changement de la température de l'eau et de son débit risque d'influencer l'importance de cette dérive et le moment où elle se produit.

L'élévation de la température de l'eau fait souvent augmenter la quantité d'algues, et le nombre de parasites, de bactéries pathogènes ainsi que de maladies et de virus (Brown et Krygier 1967, Sadler 1970, Lantz 1971). La résistance des salmonidés à ces agents est généralement affaiblie par ces changements de l'activité métabolique. Les produits chimiques dissous comme ceux qui proviennent des débris organiques se trouvant dans l'eau,

provoqueraient un stress supplémentaire lorsque la température de l'eau s'élève (Lantz 1971). La prolifération des algues risque de ralentir l'écoulement entre les graviers en remplissant les interstices (Chamberlin 1982): nous reparlerons plus tard de l'importance de ce phénomène.

Une élévation raisonnable de la température de l'eau peut en réalité être bénéfique aux salmonidés dans les cours d'eau froids dont la productivité est faible en augmentant la production d'algues, de bactéries, d'insectes, etc., ce qui constituerait une source alimentaire suffisante pour compenser l'augmentation de l'activité métabolique des poissons: par conséquent, la croissance des poissons serait plus rapide (Snarpe 1975, Murphy et Hall 1981, Murphy et autres 1981). Une augmentation simultanée de la quantité de substances nutritives dans l'eau du cours d'eau peut également produire un effet analogue (Lynch et autres 1977). D'après Burns (1972), dans certains cours d'eau de la Californie, une légère élévation de la température de l'eau a fait augmenter la biomasse des salmonidés. Englert et autres (1982) ont signalé que les alevins de saumon de l'Atlantique avaient tendance à être plus longs ou à prendre plus de poids quand le couvert était réduit le long des berges des cours d'eau du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. Chapman et Knudsen (1980) en ont conclu que la lumière limitait considérablement la production de salmonidés de cours d'eau de l'état de Washington et qu'en enlevant prudemment de la végétation le long de certains tronçons de cours d'eau pour limiter l'élévation de la température de l'eau et réduire au minimum la sédimentation, on pouvait faire augmenter la biomasse.

L'augmentation de la biomasse d'invertébrés due à une plus grande exposition du cours d'eau peut également être accompagnée d'un mouvement d'espèces car les espèces habitant les zones de remous seraient moins touchées par la sédimentation accrue que celles qui se trouvent dans les fosses (Murphy et Hall 1981). Newbold et autres (1980) ont constaté que la densité de certaines espèces de macroinvertébrés (celles dont l'engendrement est généralement le plus rapide) était plus forte sur certains tronçons de certains cours d'eau californiens sans bande tampon que sur des tronçons où il existait une bande tampon: d'une façon générale, il y avait toutefois une plus grande variété de macroinvertébrés dans les cours d'eau au bord desquels une bande tampon existait.

Dans l'exposé sur l'incidence des changements de température, il a été davantage question d'élévation que d'abaissement de la température. Comme nous l'avons vu plus tôt, l'élévation de la température de l'eau en été se produit souvent à la suite de l'enlèvement de la végétation ripicole mais son incidence sur la température de l'eau en hiver n'est pas aussi manifeste. On s'attend également que les poissons subissent des transformations physiologiques et que la composition du milieu se modifie à la suite d'un abaissement de la température de l'eau. D'après Lantz (1971), un abaissement de la température de l'eau peut être plus dangereux pour les salmonidés qu'une élévation, car il leur faut relativement beaucoup de temps pour s'acclimater à des températures froides. Si les périodes d'incubation sont allongées pour les poissons qui frayent en automne et en hiver, la croissance risque d'être moins rapide et la mortalité risque d'être forte car les poissons sont sensibles aux changements que subit le lit d'un cours d'eau pendant une période prolongée (Chapman 1962).

LE DÉBIT

La modification du débit d'un cours d'eau, par l'abattage des arbres se trouvant dans un bassin hydrographique, peut être bénéfique ou nuisible à la vie aquatique. L'augmentation du débit d'un cours d'eau pourrait très bien agrandir l'espace habitable et les frayères des poissons et faire augmenter la production de nourriture pour les poissons (algues, insectes, etc.) tout en facilitant le captage des sources alimentaires terrestres (Chapman 1962, Hall et Lantz 1969, Burns 1972, Dominy 1972, Reiser et Bjornn 1979, Chamberlin 1982). La vitesse du courant et l'importance des remous risquent de changer plus que les fosses (Reiser et Bjornn 1979). Les frayères et les zones d'élevage ont des chances d'être plus accessibles aux adultes (Narver 1971, Dominy 1972, Reiser et Bjornn 1979). Par ailleurs, l'augmentation du débit d'un cours d'eau en été causée par l'accroissement du volume d'eau et/ou de la vitesse du courant peut compenser en partie une élévation de la température due à une plus grande exposition du cours d'eau. La vitesse du courant peut influencer considérablement la densité de la population de salmonidés en modifiant la quantité de nourriture disponible (Gibson 1978, Lewis 1969).

On a déjà parlé de l'incidence éventuelle de l'augmentation du débit d'un cours d'eau qui risque d'accentuer la sédimentation en affouillant le lit et les berges. White et Brynildson (1967) ont signalé que les inondations faisaient diminuer la stabilité des berges et réduisaient l'habitat des poissons en détruisant les berges en surplomb et en enlevant les billes et les broussailles qui formaient un habitat. Le mouvement plus ample du lit de

gravier dû à une augmentation des débits de pointe risque par ailleurs de secouer les oeufs et les alevins et même de les faire sortir de leur frayère (Hall et Lantz 1969, Phillips 1971, Burns 1972). Chapman (1962) a signalé qu'un débit anormalement fort et le déplacement du gravier risque de déloger des organismes aquatiques. Saunders et Smith (1965) ont signalé que cet affouillement était par contre bénéfique en ce sens qu'il délogeait les sédiments du lit des cours d'eau à truites de l'Île-du-Prince-Édouard. La plupart des cours d'eau du Nouveau-Brunswick ayant comparativement un gradient plus accentué et le lit étant par conséquent plus balayé lorsque le débit est normal, l'importance de cet aspect bénéfique est peut-être atténuée (P. Cronin. com. pers.). Peters (1967) a dit également que la vitesse du courant avait une influence indirecte sur l'importance des dépôts de sédiments. D'après Hansen (1971), si la capacité de transport des cours d'eau calmes et des cours d'eau à remous est grande, c'est à cause des quantités minimes de sable se trouvant dans le lit. Un ruissellement supérieur à la moyenne réduira plus ou moins la quantité de sédiments déposés selon la quantité de sédiments que le cours d'eau charriait lorsque l'eau a baissé (Bjornn et autres 1977). Bien que cela dépende de nombreux facteurs, de légères inondations saisonnières peuvent faire indirectement du bien aux populations de poissons en déposant de la vase dans la zone riveraine, ce qui accroît la fertilité du sol (Jahn 1979, Odum 1979).

Il semble qu'un débit relativement stable sans période d'inondations ni de sécheresse excessives soit l'idéal pour la

production de salmonidés (Narver 1971, Dominy 1972). De très fortes fluctuations du niveau de l'eau et un faible débit sont néfastes pour les populations de poissons (Corning 1970, Kraft 1972).

LA SEDIMENTATION

L'incidence néfaste de quantités excessives de sédiments dans les cours d'eau sur les populations de salmonidés a été étudiée à fond par Cordone et Kelley (1961), Phillips (1971), Ritchie (1972) et Reiser et Bjornn (1979). Certaines études consacrées aux effets nuisibles des sédiments sur la survie des populations de poissons et d'invertébrés aquatiques abondent (Tebo 1955, Coble 1961, Saunders et Smith 1965, Shelton et Pollock 1966, Peters 1967, Hausle et Coble 1976, Bjornn et autres 1977).

De fortes concentrations de sédiments en suspension risquent de provoquer une certaine mortalité chez les poissons adultes en obstruant et en écorchant les branchies qui retiennent alors de l'anhydride carbonique et absorbent moins d'oxygène (Narver 1971, Phillips 1971, Dominy 1972, Ritchie 1972, Lynch et autres 1977, Reiser et Bjornn 1979). La quantité de sédiments requise pour entraîner cette mortalité directe est paraît-il variable (Phillips 1971, Ritchie 1972) à cause du nombre de facteurs en cause comme l'espèce, l'âge et l'état de santé général du poisson, la taille. la forme et la dureté du sédiment, la durée d'exposition et la qualité de l'eau (Phillips 1971). Les effets indirects des sédiments comme le "stress" physiologique supplémentaire qui les rend plus sensibles aux autres facteurs de mortalité (Herbert et Merkens 1961, Phillips 1971, Ritchie 1972) et la turbidité accrue qui risque de déranger les habitudes migratoires (Reiser et Bjornn 1979) et de réduire l'efficacité dans l'alimentation (Narver 1971, Phillips 1971, Dominy 1972, Reiser et Bjornn 1979, Everest et Harr 1982) sont plus importants pour les poissons adultes. Les jeunes

poissons peuvent bénéficier de cette turbidité accrue par une diminution de l'efficacité des prédateurs (Ritchie 1972); cet avantage ne durerait toutefois pas longtemps (J. Gilbert, com. pers.) car les salmonidés doivent compter davantage sur leur vue que les poissons d'eau chaude moins intéressants (par ex. les cyprins-sucets) pour s'alimenter. Ces dernières espèces risquent donc d'être avantagées lorsque la turbidité augmente (Philips 1971).

Le dépôt de sédiments sur le lit des cours d'eau aura des répercussions importantes, directes et indirectes, sur la survie et la distribution des oeufs et des alevins de salmonidés ainsi que sur les invertébrés aquatiques. Pour frayer, le saumon et la truite ont besoin de gravier propre non aggloméré sur le lit des cours d'eau (Cope 1966, Dominy 1972) et les oeufs sont généralement enfouis à une profondeur de 15 à 30 cm dans ce gravier (Cope 1966). L'emplacement (habituellement à proximité du bout d'une fosse) et la forme d'une frayère sont tels que l'eau se trouvant entre les graviers est renouvelée le plus souvent possible par l'eau de surface (Phillips 1971). Il y a par conséquent un apport d'oxygène constant qui permet aux oeufs et aux alevins de se développer et qui permet d'évacuer les déchets métaboliques comme l'anhydride carbonique et l'ammoniac. D'après Shumway et autres (1964), le développement des embryons risque d'être parfois contrecarré non par le manque d'oxygène mais par la quantité de déchets métaboliques. La sédimentation réduit les chances de survie en faisant diminuer la perméabilité du lit de gravier à l'eau et partant, la vitesse de l'écoulement dans le gravier et du

renouvellement de l'eau (Coble 1961, Chapman 1962, Silver et autres 1963, Shumway et autres 1964, Shelton et Pollock 1966, Peters 1967, Hall et Lantz 1969, Narver 1971, Phillips 1971, Brown 1972, Dominy 1972, Hausle et Coble 1976, Van Groenewoud 1977). Une diminution du débit de l'eau (à cause des barrages formés par les débris organiques par ex.) ou une augmentation de la quantité de débris reposant sur le gravier ralentira le renouvellement de l'eau coulant entre les graviers par l'eau de surface et compromettra par conséquent les chances de survie des oeufs et des alevins vésiculés (Hall et Lantz 1969, Brown 1972, Dominy 1972, Ringler et Hall 1975, Van Groenewoud 1977, Reiser et Bjornn 1979, Chamberlin 1982). Par ailleurs, le dépôt de sédiments s'accentue dans les fosses qui se forment derrière les barrages constitués par les débris organiques (Chapman 1962). La gravité de cette diminution du renouvellement de l'eau est manifestement proportionnelle au nombre total et à la densité d'embryons se développant (Coble 1961). Il convient de signaler que l'oxygène dissous se trouvant dans l'eau qui passe entre les graviers d'un cours d'eau est produit en grande partie par le renouvellement de l'eau par l'eau souterraine et par l'eau de surface (Vaux 1962). Par contre, Sheridan (1962) a décelé de faibles concentrations d'oxygène dissous dans l'eau souterraine. Les sédiments déposés risquent par ailleurs de faire monter la courbe de température entre l'eau de surface et l'eau se trouvant entre les graviers à cause d'un renouvellement moins rapide de l'eau (Ringler et Hall 1975).

Les sédiments déposés sur le lit d'un cours d'eau risquent d'empêcher les alevins de sortir des frayères (Shelton et Pollock

1966, Hall et Lantz 1969, Sadler 1970, Phillips 1971, Burns 1972, Hausle et Coble 1976, Van Groenewoud 1977). Les sédiments peuvent par ailleurs s'oxyder (Hargrave 1972), ce qui contribue à faire baisser la quantité d'oxygène dissous.

Lorsque les interstices du lit de gravier se remplissent de sédiments et de petits débris, il y a moins d'abris pour les alevins qui viennent de sortir et pour les invertébrés aquatiques (McCrimmon 1954, Narver 1971, Phillips 1971, Ritchie 1972, Meehan et autres 1977, Van Groenewoud 1977) ce qui risque de faire diminuer considérablement le nombre de jeunes poissons qu'un cours d'eau peut alimenter pendant l'hiver (Bjornn et autres 1977).

La production aquatique primaire peut être perturbée par la turbidité de l'eau car la quantité de lumière nécessaire à la photosynthèse diminue (Cordone et Kelley 1961, Chapman 1962, Narver 1971, Phillips 1971, Dominy 1972, Ritchie 1972, Lynch et autres 1977). Les sédiments peuvent par ailleurs endommager physiquement les algues et les autres formes de vie végétale aquatique (Cordone et Kelley 1961) et faire diminuer la quantité générale de nourriture car ils font baisser la quantité de détritus qui sont emprisonnés sur le lit du cours d'eau (Van Groenewoud 1977).

La quantité minimale de sédiments nécessaires pour causer une perturbation varie manifestement selon la durée de la sédimentation, les autres paramètres concernant le cours d'eau et la densité du poisson. Toute une série de concentrations acceptables de sédiments sont signalées dans les études de Herbert et Merkens (1961), Phillips (1971) et Ritchie (1972). D'après Phillips (1971), une certaine mortalité se produirait directement

chez les poissons après des concentrations de 200 à 300 parties par million (p.p.m.) pendant plusieurs jours tandis que Herbert et Merkens (1961) et Ritchie (1972) ont cité des chiffres bien plus élevés, bien que Herbert et Merkens (1961) ont remarqué que des concentrations de 270 p.p.m. étaient nuisibles. D'après Reiser et Bjornn (1979) pour fournir un bon habitat pour l'élevage de salmonidés anadromes, il faut pour bien faire que les concentrations de sédiments en suspension soient inférieures à 25 mg/l et que les remous contiennent moins de 20 % de sédiments très fins.

LES DEBRIS

Nous avons déjà traité de plusieurs des problèmes causés par les débris d'exploitation forestière et nous n'en parlerons pas ici.

La décomposition des débris organiques dans les cours d'eau non seulement augmente la demande d'oxygène mais elle libère des substances organiques solubles comme des sucres de bois et du tannin de bois qui créent une demande supplémentaire d'oxygène et peut réduire la quantité de rayons solaires nécessaires à la photosynthèse (Narver 1971). La libération de substances nutritives provenant de la décomposition de ces débris favorisera la croissance des algues (Narver 1971). De grandes quantités de bactéries de vase (Sphaerotilus spp.) considérées comme nuisibles pour les oeufs et les alevins risquent également d'être produites pendant la décomposition de ces débris (Gordon et Martens 1969).

L'OXYGENE

Dans de nombreuses études, il a été question des conséquences néfastes d'une diminution de la quantité d'oxygène dissous dans l'eau sur les populations de salmonidés. Cette baisse réduit notamment les chances de survie et d'émergence des embryons, elle retarde l'éclosion et diminue l'aptitude à la natation et a d'autres conséquences sur l'état de santé des poissons, les affaiblissant et les rendant moins aptes à supporter la concurrence (Wickett 1954, Coble 1961, Davis et autres 1963, Silver et autres 1963, Beamish 1964b, Shumway et autres 1964, Bouck et Ball 1965, Whitworth 1968, Hall et Lantz 1969, Kutty et Saunders 1973). Les salmonidés évitent soigneusement les zones où la concentration d'oxygène est faible (Whitmore et autres 1960).

Davis (1975) a fait une étude approfondie sur les effets d'un changement de la concentration en oxygène ainsi que sur les besoins en oxygène des poissons et des invertébrés aquatiques. D'après Hynes (1970), une saturation d'oxygène inférieure à 75 % ralentirait l'activité de la truite. D'après Reiser et Bjornn (1979), la concentration en oxygène devrait atteindre le point de saturation pour l'élevage des salmonidés anadromes. Whitworth (1968) a constaté que peu de truites de ruisseau d'un an étaient capables de tolérer des quantités d'oxygène de 2 mg/l ou moins et Silver et autres (1963) ont signalé qu'aucun embryon de truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri Richardson) ou de saumon chinook (Oncorhynchus tshawytscha (Walbaun)) ne survivait lorsque la concentration en oxygène était inférieure à 1,6 mg/l. Il ne faut pas oublier que les besoins en oxygène varient selon les espèces,

la période de l'année, la température. l'activité et les caractéristiques du cours d'eau (par ex. débit, grosseur du gravier) (Whitmore et autres 1960, Davis 1975, Ringler et Hall 1975). D'après Allen (1969), les besoins en oxygène des poissons doivent être calculés par rapport à leur activité. Le moment où la quantité d'oxygène dissous change par rapport au stade de développement est un facteur très important dont il faut tenir compte dans l'étude des effets sur les populations de poissons. Ainsi, Ringler et Hall (1975) ont signalé que la survie du saumon coho jusqu'à la sortie des frayères était relativement peu compromise à la suite d'une diminution de la quantité d'oxygène car ce n'est qu'après la période critique de l'éclosion que la quantité d'oxygène avait été la plus faible.

AUTRES EFFETS

Il a déjà été question du rôle de la végétation ripicole dans la prévention des hausses de température de l'eau, de la sédimentation de l'eau et d'une augmentation excessive des quantités de débris organiques dans les cours d'eau. La perturbation de la zone riveraine risque toutefois d'avoir d'autres effets sur l'écologie de la vie aquatique dans les cours d'eau.

On a déjà parlé du rôle stabilisateur des racines de la végétation ripicole (arbres, arbustes et herbes) dans la prévention de l'érosion des berges et par conséquent de la formation de berges en surplomb et du creusement du lit. Ces berges sapées et la végétation ripicole en surplomb sont très importantes pour les salmonidés car elles leur servent de couvert, de lieu de repos, de refuge, de lieu d'hivernation et de garde-manger (White et Brynildson 1967, Narver 1971, Dominy 1972, Meehan et autres 1977, Reiser et Bjornn 1979, Chamberlin 1982). La truite arc-en-ciel et la truite de ruisseau semblent être surtout photonégatives car elles ont tendance à rester sous les berges (Gibson et Keenleyside 1966, McCrimmon et Kwain 1966, Kwain et MacCrimmon 1969) tandis que le jeune saumon de l'Atlantique semble être surtout photopositif (Gibson et Keenleyside 1966). D'après de nombreuses études, il existe une relation directe entre la surface de couvert dans un cours d'eau et la biomasse de truites (Boussu 1954, Elser 1968, Lewis 1969, Mills 1969, O'Connor et Power 1976, Gilbert 1978). On a essayé de modifier l'habitat de certains cours d'eau en faisant notamment augmenter la surface du couvert, et le nombre de salmonidés, surtout de truites, a considérablement augmenté

(Saunders et Smith 1962, Hunt 1969, 1971, 1976, Hall et Baker 1982, Reeves et Roelofs 1982). Au Wisconsin, Hunt (1969) en a conclu que l'accroissement de la biomasse de truites était davantage attribuable à une diminution de la mortalité en hiver qu'à une augmentation du recrutement dans le tronçon modifié du cours d'eau ou qu'à une croissance plus forte des poissons. Chaque fois que l'on abat des arbres sur les berges des cours d'eau (ou à proximité de celles-ci) ou que l'on abat des arbres ou les débarde à travers des cours d'eau (ou par flottage), on risque de détruire le couvert des salmonidés (Chamberlin 1982).

Les matières végétales et animales provenant de la zone riveraine qui tombent dans le cours d'eau peuvent constituer une importante source d'énergie pour les populations de salmonidés, surtout dans les petits cours d'eau, dont l'eau est froide et où l'ombrage limite la production primaire (Chapman 1962, Nelson et Scott 1962, Minshall 1967, Hall et Lantz 1969, Burns 1972, Fisher et Likens 1972, Meehan et autres 1977, Van Groenewoud 1977, Reiser et Bjornn 1979, Chamberlin 1982). C'est surtout la végétation ripicole qui contrôle l'équilibre entre l'autrophie et l'hétérotrophie en influençant la quantité de lumière pour la production primaire et la quantité de substances nutritives terrestres atteignant l'eau du cours d'eau (Cummins 1979, Jahn 1979). Ce rôle de la végétation ripicole est moins important sur les cours d'eau plus larges. Les petits cours d'eau sont essentiellement hétérotrophique tandis que les cours d'eau plus grands ont tendance à être plus autotrophiques jusqu'à ce que, en raison de l'augmentation de la profondeur et de la turbidité de

l'eau, l'hétérotrophie prédomine à nouveau (Meehan et autres 1977, Jahn 1979). On peut toutefois sous-estimer l'importance du processus autotrophique dans les cours d'eau (Minshall 1978). Une quantité suffisante d'oxygène dissous est maintenue dans les petits cours d'eau dont l'eau est froide, grâce à la turbulence de l'eau (Fisher et Likens 1973). Triska et autres (1982) ont fait une étude approfondie sur les différentes sortes d'apports d'énergie et le rythme où ils se produisent dans les cours d'eau.

La matière terrestre qui pénètre dans les cours d'eau peut être utilisée directement par les poissons (ils se nourrissent par exemple d'insectes terrestres) ou indirectement, à la suite de la décomposition de la source d'énergie sous l'action de microorganismes et/ou d'invertébrés. Les invertébrés terrestres qui tombent accidentellement dans les cours d'eau constituent souvent une partie importante du régime alimentaire des salmonidés et c'est en été et au début de l'automne qu'il y en a le plus, alors que les invertébrés benthiques sont normalement moins abondants et que la consommation de nourriture et la croissance des salmonidés sont les plus fortes (Hunt 1975). Par ailleurs, les poissons d'eau chaude livrent peu de concurrence pour cette source de nourriture car ils n'utilisent pas facilement la nourriture à la dérive à la surface de l'eau (Hunt 1975). Certaines études sur le cycle des substances nutritives dans les cours d'eau (Fisher et Likens 1973, Cummins 1974, 1979, Hynes et autres 1974, McDowell et Fisher 1976) ont montré que l'influence de la végétation terrestre environnante et la capacité du cours d'eau de transformer la matière reçue sont très grandes. Les microorganismes qui se

trouvent dans les cours d'eau semblent être experts dans la transformation de la matière organique, même dans l'eau froide (Cummins 1974, McDowell et Fisher 1976, Meehan et autres 1977). La quantité de matière terrestre utilisée dans le cours d'eau dépend de nombreux facteurs, notamment de l'importance de l'apport d'eau et du débit (qui influence non seulement la sortie de matière du système mais aussi la quantité d'oxygène, les sédiments, etc.). Les débris ligneux mettent plus de temps à se décomposer que les matières feuillues mais ils restent généralement dans le cours d'eau pendant une plus longue période de temps (Meehan et autres 1977). Les feuilles et les branches de feuillus se décomposent généralement plus vite que celles des résineux (Gosz et autres 1973, Meehan et autres 1977) et leur vitesse de décomposition varie en fonction des essences (Gosz et autres 1973, Hynes et autres 1974). D'après O'Connor et Power (1976), les cours d'eau qui traversent des forêts de conifères contiennent moins de nourriture que les autres.

La matière terrestre qui tombe dans les cours d'eau peut également être néfaste aux populations de poissons. En automne, la chute des feuilles des arbres de la zone riveraine peut faire baisser la qualité de l'eau à cause d'une augmentation de la quantité de solides dissous (Rothacher 1970b). White et Brynildson ont recommandé (dans leurs principes directeurs sur l'amélioration de l'habitat des cours d'eau à truite dans le Wisconsin) d'enlever les arbres des zones riveraines pour autant que l'on ne prévoie pas que la température de l'eau atteigne un niveau excessif, car ils empêchent la croissance des plantes aquatiques et des plantes qui

poussent sur les bords du cours d'eau. À titre d'expérience, Hunt (1979) a supprimé la végétation ligneuse (surtout les aulnes communs) poussant dans des zones situées le long de cours d'eau à truite du Wisconsin pour faire augmenter la production primaire et la biomasse de truites, mais il a précisé qu'il faudrait faire d'autres tests pour savoir dans quelles proportions il fallait enlever les arbres pour obtenir les résultats les plus avantageux.

L'aulne commun est courant dans les régions où la nappe phréatique est peu profonde (Healy et Gill 1974, Knighton 1981) et les peuplements de cette essence durent longtemps (Brickman 1950). On a déjà signalé que l'aulne est un bon fixateur d'azote. Cette essence conserve par ailleurs ses feuilles jusqu'assez tard en automne. L'automne, cet arbre conserve ses feuilles et fait par conséquent de l'ombre relativement longtemps. Par ailleurs, il est supérieur aux conifères du point de vue de la valeur de la nourriture qu'il apporte aux écosystèmes des cours d'eau (Chamberlin 1982). Par contre, d'après White et Brynildson (1967), l'aulne donne trop d'ombre aux petits cours d'eau et d'habitude, il n'a pas de branches basses qui pourraient éventuellement servir de couvert aux poissons si elles tombaient à l'eau.

Tout changement de la composition de la végétation ripicole (dû par ex. à l'exploitation forestière) risque d'avoir une incidence profonde sur cet équilibre énergétique. Si l'ombrage apporté au cours d'eau par la végétation ripicole est modifié, l'équilibre entre l'autotrophie et l'hétérotrophie risque d'être modifiée; si un changement d'essence se produit dans la zone riveraine (après l'abattage d'essences pionnières par ex.), la

décomposition risque d'être modifiée et les espèces qui composent les organismes responsables de la décomposition risquent de changer (Fisher et Likens 1973, Cummins 1974, 1979, Meehan et autres 1977, Van Groenewoud 1977). La durée et la permanence d'un changement sera fonction de la capacité de repousse de la végétation qui existait avant l'abattage, de la longévité de la végétation pionnière qui envahit le terrain et de l'ampleur de la perturbation. Faute de données empiriques, il est impossible de préciser de façon uniforme l'incidence de ce changement sur la base énergétique des populations de salmonidés dans des conditions précises.

RESUME

Les deux chapitres qui précèdent montrent qu'il est très difficile d'essayer de déterminer avec précision l'incidence de l'abattage d'arbres dans la bande tampon sur les populations aquatiques ou de savoir dans quelles proportions on peut exploiter la bande tampon avant de déceler une incidence néfaste sur les populations aquatiques et ils montrent que cette incidence est très variable. L'ampleur du changement d'un paramètre relatif à la qualité de l'eau variera selon l'importance de la perturbation (par ex. la quantité et la sorte de végétation enlevée dans la bande tampon) et du bassin hydrographique mais il faut également tenir compte du stade du cycle de la vie aquatique. Les effets (bénéfiques ou néfastes) peuvent être relativement peu importants pour la vie aquatique si le changement se produit pendant une période insensible de cycle de vie. Par ailleurs, les effets peuvent s'atténuer ou s'intensifier mutuellement (par ex. l'augmentation du débit peut très bien empêcher une élévation excessive de la température ou le dépôt de quantités excessives de sédiments, les débris de l'abattage peuvent favoriser la sédimentation) selon le moment où ces changements se produisent.

Cette complexité se reflète dans le résultat de la plupart des études portant sur les changements se produisant parmi les populations aquatiques à la suite d'une modification de la zone tampon qui donnent des résultats très différents, ce qui influence les études statistiques. Faute de données uniformes, on a parfois été amené à prendre des décisions fondées davantage sur des suppositions raisonnables que sur des faits, ce qui ne veut pas

dire que ces décisions soient mauvaises. Cela signifie tout simplement qu'il est difficile d'établir une relation définitive de cause à effet. La preuve, c'est que les auteurs insistent toujours sur l'incidence relativement plus grande pour la vie aquatique des effets indirects que des effets directs d'un changement des paramètres relatifs à la qualité de l'eau. Il est assez facile de prouver que les dépôts excessifs de sédiments ont une incidence néfaste et tout aménagiste chargé de faire abattre des arbres dans des zones tampons devrait y attacher une importance primordiale. L'incidence d'une sédimentation plus prononcée n'est peut-être pas évidente dans les petits cours d'eau où le gradient de température est élevé, mais elle peut être remarquée plus en aval. où la vitesse du courant diminue (Murphy et Hall 1981, Murphy et autres 1981.). Par ailleurs, dans les cas où la productivité du cours d'eau augmente à cause d'une plus forte exposition à la lumière, l'incidence néfaste de la sédimentation sur la productivité n'est peut-être pas évidente jusqu'à ce que la végétation qui se trouvait en bordure du cours d'eau repousse (Murphy et Hall 1981).

Il semble que la largeur et la valeur d'une zone tampon doivent être jugées dans chaque cas en particulier, en tenant compte non seulement du cours d'eau proprement dit mais aussi de la végétation présente, de l'ampleur de la perturbation due à une diminution de la zone tampon et de la vitesse à laquelle on prévoit que la végétation repoussera. Lantz (1971), Marlega (1971) et Streeby (1971) ont signalé que la largeur de la zone tampon nécessaire pour la production du cours d'eau doit être variable. Van Groenewoud (1977) et Welch et autres (1977) en ont conclu que

des zones tampons de 60 m de large (préconisées en 1968 dans la modification apportée à la Loi sur les terres de la Couronne du Nouveau-Brunswick) étaient généralement inutiles au Nouveau-Brunswick. D'après Narver (1973), une zone tampon de 9 m de large pourrait suffire pour les petits cours d'eau de la Colombie-Britannique tandis que le Department of the Interior des États-Unis (1970) a recommandé une largeur minimum de 23 m. D'après Newbold et autres (1980), une largeur de 30 m ou plus permettrait généralement d'empêcher l'abattage de modifier la communauté benthique des cours d'eau de la Californie mais il précise que la largeur de la zone tampon pouvait toutefois être beaucoup moins importante si l'abattage est effectué en prenant certaines précautions. Aubertin et Patric (1974) ont constaté que la turbidité de l'eau des cours d'eau avait très peu augmenté après une coupe à blanc dans un bassin hydrographique de l'ouest de la Virginie où l'on avait laissé une zone tampon de 10 à 20 m de large sur toute la longueur du cours d'eau (on a effectué également des coupes par jardinage dans la zone tampon) et où les chemins se trouvaient à une distance d'au moins 30 m du cours d'eau.

Il est peut-être à conseiller d'établir des principes directeurs "sûrs" en ce qui a trait à la prévention contre les conséquences néfastes pour la vie aquatique dans la plupart des circonstances. On peut ensuite modifier les limites "sûres" en tenant compte du type d'exploitation forestière et des autres circonstances locales. C'est la recommandation que fait le ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick (1981). On préconise de laisser une zone tampon d'au moins 15 m, 30 m et

60 m de large en bordure des cours d'eau de 0.5 m de large ou plus (pendant le débit normal d'été) sur les pentes de 0 à 5 %. de 5 à 10 % et de plus de 10 %. On pourrait toutefois abattre des arbres dans la zone tampon après autorisation de l'aménagiste régional. Il est moins compréhensible de préconiser de laisser une zone tampon plus large. sauf sur le plan esthétique, en bordure des gros cours d'eau, des rivières et des lacs, car ces pièces d'eau plus grandes sont généralement plus résistantes au changement des paramètres déterminant la qualité de l'eau après l'abattage. Par ailleurs, c'est dans les petits cours d'eau que les salmonidés atteignent généralement les premiers stades du cycle de vie où ils sont les plus fragiles. Par contre, si certains problèmes surviennent dans les grandes pièces d'eau, ils durent relativement longtemps (Anonyme 1982a).

L'importance de la réduction permise de la zone tampon doit dépendre non seulement des nombreux facteurs déjà mentionnés (pente, caractéristiques du sol, orientation du cours d'eau, etc.) mais aussi dans une large mesure des soins et de la planification apportés à l'aménagement des chemins et aux méthodes d'abattage et d'extraction. On en reparlera plus en détail dans un autre chapitre, mais on peut signaler quelques éléments dès à présent. Il faut que les passages sur les cours d'eau soient bien construits et qu'il y en ait le moins possible. Il ne faut jamais débarder des billes en traversant un cours d'eau ou en longeant son lit et le matériel ne doit jamais pénétrer dans le lit des cours d'eau ni le traverser car cela risque de provoquer des sources de sédiments pour longtemps. Il a été démontré que les passages des

exploitations forestières sur les cours d'eau ont une incidence néfaste sur les populations de salmonidés au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Ecosse (Englert et autres 1982). Pour préserver le lit et les berges des cours d'eau, on a recommandé de ne pas permettre d'utiliser du matériel lourd à 10 ou 15 m d'un cours d'eau (Van Groenewoud 1977, ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick 1981). Il faut également prendre certaines précautions à proximité des petits cours d'eau qui sont parfois à sec ou des petites sources non identifiées fournissant un apport d'eau considérable à des cours d'eau qui servent de frayères.

Il faut prévoir un ombrage suffisant pour les petits cours d'eau en plantant des essences d'arbres non commerciales comme des aulnes et des saules (Salix spp.) ou en laissant de la végétation comme des arbustes et des graminées sur les bords du cours d'eau. Dans ces régions, l'abattage de tous les arbres commerciaux peut être toléré (par les populations de poissons du moins), pourvu que l'on prenne les précautions nécessaires pour empêcher la sédimentation du cours d'eau et que l'on en enlève les débris d'abattage. Une coupe par jardinage constitue peut-être la meilleure solution dans les autres régions pour que la zone tampon continue à jouer son rôle. Lorsque les circonstances sont défavorables, notamment lorsqu'il s'agit d'un terrain en pente forte ou lorsque le sol est instable, il faut renoncer à réduire la zone tampon.

CHAPITRE 4

L'INCIDENCE DE LA RECOLTE DU BOIS SUR LA FAUNE

L'incidence de l'exploitation forestière d'une zone tampon sur la faune dépendra davantage de l'ampleur de la perturbation que dans le cas des populations aquatiques. Par conséquent, il sera plus difficile d'établir des principes directeurs définitifs. Dans ce chapitre, nous essayerons de montrer ce que la zone riveraine représente pour la faune en général. Ce bref aperçu donne une idée de l'importance que revêt un bassin hydrographique pour la faune d'une région et il permet à l'aménagiste d'être au courant des problèmes que risque de susciter un projet d'exploitation forestière et de les évaluer.

De nombreux documents prouvent que la faune fait un usage excessif des zones riveraines compte tenu de la diversité et de l'importance des populations d'oiseaux et de mammifères (Carothers et Johnson 1975, Curtis et Ripley 1975, Kelly et autres 1975, Miller et autres 1976, Hubbard 1977, Stevens et autres 1977, Best et autres 1979, Ewel 1979, Hehnke et Stone 1979, Jahn 1979, Odum 1979, Thomas et autres 1979a). Les animaux qui se nourrissent ou se reproduisent dans l'eau ou à proximité de l'eau dépendent beaucoup de la zone riveraine (Thomas et autres 1979a). Il s'agit notamment de différentes sortes de reptiles et de plusieurs mammifères connus comme le castor (Castor canadensis Kuhl). le rat musqué (Ondatra zibethicus (L.)), le vison (Mustela vison Schreber), la loutre (Lontra canadensis (Schreber)) et la musaraigne palustre (Sorex palustris Richardson). Bien des espèces d'oiseaux affectionnent les zones riveraines pour nicher, se

reposer et se nourrir (Carothers et Johnson 1975, Curtis et Ripley 1975).

L'attrait qu'exercent les zones riveraines sur la faune est relié sans aucun doute à la diversité structurelle et à la variété de la végétation (et à l'effet de bordure qui en découle) que l'on trouve dans ces zones, surtout parce que toute une série de facteurs différents influencent la croissance des plantes (notamment la profondeur de la nappe phréatique, le niveau d'inondation, les conditions de la couche de semis, la présence de substances nutritives et de lumière, l'inclinaison) sur une distance relativement faible depuis la limite des eaux (Curtis et Ripley 1975, Kelly et autres 1975, Hubbard 1977, Campbell et Franklin 1979, Ewel 1979, Jahn 1979, Odum 1979, Thomas et autres 1979a). En raison de la présence de lumière et de l'absence de concurrence des arbres sur les berges des cours d'eau ou à proximité de celles-ci, il existe des conditions favorables pour bien des espèces d'arbustes, d'herbes et de graminées. Les inondations périodiques (et par conséquent le dépôt de sédiments), la présence d'humidité (empêchant la sécheresse) et le microclimat favorable (Swanson et autres 1982b) des zones riveraines favorisent la croissance et la productivité de bien des espèces végétales (Carothers et Johnson 1975, Jahn 1979, Odum 1979, Thomas et autres 1979a, Boer et autres 1982, Swanson et autres 1982b), ce qui peut servir d'habitat ou de source de nourriture supplémentaires à la faune.

Les conifères sont courants le long des rives des cours d'eau du Nouveau-Brunswick. Moen (1968), Ozoga et Gysel (1972) et Drolet

(1976) ont étudié les avantages qu'offraient les forêts de conifères denses pour la protection du cerf de Virginie (Odocoileus virginianus (Zimm.)) dans les climats nordiques, surtout la diminution de l'épaisseur de neige (à cause de l'interception de la neige par le couvert), la diminution de la vitesse du vent et leurs avantages sur le plan de l'exposition aux rayons (qui fait monter la température de l'air en hiver et conserve la chaleur du corps). Les zones riveraines offrent généralement une certaine protection topographique (Boer et autres 1982) ainsi qu'une atmosphère humide, ombragée à la faune (Thomas et autres 1979a). L'association que l'on fait couramment entre les zones d'hivernage du cerf de Virginie et les cours d'eau du Nouveau-Brunswick (A. Boer, com. pers.) souligne l'importance et la sensibilité de la zone riveraine. Par ailleurs, les zones riveraines non perturbées peuvent suffire comme lieux d'hivernation pour un petit nombre de cerfs de Virginie (Boer et autres 1982).

Les zones riveraines ont été utilisées comme couloirs de circulation par diverses espèces d'animaux sauvages (Sparrowe et Springer 1970, Zagata et Haugen 1974, Kelly et autres 1975, Thomas et autres 1979a). Les zones tampons non perturbées servent sans aucun doute d'abri aux espèces qui se nourrissent également dans les lieux plus éloignés où l'on a abattu des arbres depuis peu. Les clairières créées dans une zone riveraine risquent de réduire son efficacité comme couloir de circulation parce que la neige y est plus épaisse, ce qui risque d'entraver les déplacements des animaux, surtout des ongulés (comme on l'a signalé au chapitre 2). Les animaux qui utilisaient autrefois la zone comme couloir peuvent

par ailleurs éviter soigneusement les clairières. Ainsi, la martre (Martes americana (Turton) évite les zones n'offrant pas de couvert (Hawley et Newby 1957).

Thomas et autres (1979b) ont cité des études sur la valeur des sources d'eau pour les cerfs de Virginie et les cerfs Wapiti (Cervus elaphus L.). Mackie (1970) a toutefois constaté que la répartition des sources d'eau avait peu d'influence sur la distribution du cerf mulet (Odocoileus hemionus (Rafinesque)) ou du cerf Wapiti au Montana et Moen (1973) a conclu que les ruminants sauvages ne dépendaient pas entièrement des sources d'eau accessibles s'il y avait de la neige ou de la végétation succulente. Moen (1981) a toutefois signalé que le cerf de Virginie utilise les sources d'eau accessibles. D'après Hoskinson et Mech (1976) au Minnesota, l'habitat d'été de cerfs de Virginie munis d'un émetteur radio était associé à de grands cours d'eau: ils ont supposé que l'eau leur permettait d'échapper aux loups (Canis lupus L.). Au Nouveau-Brunswick, on a constaté par ailleurs que l'habitat d'été du cerf de Virginie était orienté dans une direction parallèle aux cours d'eau (Boer 1978).

L'incidence de l'exploitation forestière dans une zone tampon sur la faune dépendra surtout de l'usage qu'en faisaient les différentes espèces d'animaux sauvages avant l'abattage ainsi que de la proximité et de la facilité d'accès d'autres zones tampons non perturbées. Pour connaître cette incidence, il ne faut pas oublier de tenir compte de l'état des peuplements environnants et de la superficie de la zone perturbée, surtout pour les espèces qui ont besoin de couloirs de circulation ou d'une forêt intacte

d'arbres parvenus à maturité. La récolte du bois dans une zone tampon serait néfaste pour des espèces qui ont besoin d'une forêt d'arbres parvenus à maturité comme la grive couronnée (Seiurus aurocapillus (L.)) (Best et autres 1979), les oiseaux nichant dans des creux (Myers et Morris 1975) et les martres (Dodds et Martell 1971, Banfield 1974). D'autres espèces comme le rossignol (Melospiza melodia (Wilson)) (Best et autres 1979) peuvent profiter d'une telle perturbation. Myers et Morris (1975) ont parlé de l'incidence éventuelle de différentes méthodes d'aménagement des bassins hydrographiques sur certaines espèces d'oiseaux et ils en ont conclu que la plupart des espèces, mais pas toutes, tireraient avantage de la diversité accrue de l'habitat due à une coupe par blocs ou par bandes ou à une éclaircie. La plupart des mammifères profiteraient également de cette plus grande diversité de l'habitat. Le castor peut utiliser les clairières créées dans le couvert à proximité des cours d'eau pour autant que de jeunes trembles envahissent ces clairières (D. Cartwright, com. pers.).

La perturbation des berges des cours d'eau provoquée par la récolte du bois dans la zone riveraine risque de détruire les terriers et les tanières des mammifères comme le vison et le rat musqué. Par ailleurs, l'incidence néfaste de l'exploitation forestière sur les populations de poissons risque de s'étendre indirectement à des espèces comme le vison, qui se nourrit de poisson. Les sédiments en suspension peuvent par ailleurs avoir une incidence directe sur les mammifères aquatiques. L'altération de la communauté des invertébrés terrestres risque d'avoir une mauvaise influence sur les oiseaux, car elle entraîne une modification de la végétation.

La conclusion sur l'incidence générale de la récolte du bois dans une zone riveraine sur les animaux sauvages serait très analogue à la conclusion tirée au chapitre précédent, où il était question des populations de poissons. Chaque zone riveraine a des caractéristiques et une valeur différentes pour la faune (Thomas et autres 1979a). Il devrait incomber aux aménagistes de déterminer la valeur de chaque zone riveraine pour chaque espèce, d'après les conséquences prévues, de décider quel genre d'arbres et quelle quantité d'arbres il faut abattre éventuellement. Bien que la valeur des zones riveraines soit plus difficile à déterminer pour les animaux sauvages que pour les poissons, il ne faut pas en conclure que les zones riveraines sont moins importantes pour la faune. L'inverse peut être vrai, surtout si la zone recèle un ou plusieurs facteurs limitatifs ayant une importance critique pour la population locale (par ex., couvert de conifères non perturbé utilisé comme zone d'hivernage par le cerf de Virginie, entouré de zones où l'on pratique un abattage intensif). Comme on l'a signalé au chapitre précédent, une certaine coupe jardinatoire peut entraîner une modification moins extrême de la zone riveraine qu'une coupe par blocs ou par bandes et c'est peut-être une solution raisonnable dans certains cas.

CHAPITRE 5

ETAT DE LA ZONE TAMPON

Les deux chapitres qui précèdent, renferment des considérations sur les poissons et la faune dont un aménagiste doit tenir compte dans l'aménagement de zones tampons. L'état actuel de la zone tampon et pendant combien de temps on prévoit qu'elle sera avantageuse pour les poissons et la faune constituent une troisième considération très importante. Toutes les communautés de plantes vivantes subissent certains changements par les processus naturels de la mort, de la décomposition et de la régénération, et les zones tampons ne constituent pas des exceptions.

Une zone tampon ne sera très intéressante pour les poissons et pour la faune qu'aussi longtemps que la zone se perpétue, ce qui dépend de bien des facteurs comme les espèces de plantes qui s'y trouve, les genres de sols, la régénération et la qualité générale de l'endroit. Un changement progressif ou localisé dans la zone tampon n'aura normalement guère d'influence sur les avantages qu'elle présente pour les poissons et pour la faune; de gros changements comme des chablis importants ou une forte défoliation des arbres risquent de réduire considérablement ces avantages.

Les avantages que présente une zone tampon varieront selon les espèces de plantes qui poussent dans cette zone (Streeby 1971). Si les espèces de plantes changent dans la zone tampon, naturellement ou à la suite d'une perturbation causée par l'homme (abattage par ex.), les avantages que présente une zone tampon pour la vie aquatique et pour la faune changeront. Le présent rapport ne se

veut pas une étude sylvicole approfondie ni une étude sur l'incidence des différentes méthodes de récolte et des différents traitements sylvicoles (degré d'exposition du sol minéral par ex.) sur la propagation des différentes espèces de plantes. Il existe de nombreuses sources d'information sur le sujet. Moore et Boer (1977) ont passé en revue la documentation à ce sujet dans le contexte de l'aménagement des zones d'hivernage du cerf de Virginie au Nouveau-Brunswick; d'une manière générale, cette documentation pourrait être également valable pour les zones riveraines.

Les décisions relatives au débardage du bois dans les zones tampons sont largement influencées, c'est évident, par la valeur du bois et par les frais supplémentaires découlant des précautions supplémentaires à prendre et de la planification supplémentaire à faire pour exploiter le bois. La quantité d'arbres vendables et de végétation non vendable (arbres, arbustes, graminées) que l'on laissera dans la zone tampon exploitée aura une forte influence sur les effets de l'abattage sur les poissons et sur la faune. L'incidence éventuelle d'un enlèvement partiel du bois sur la végétation qui reste doit être soigneusement calculée. Ainsi, la quantité de chablis qui resteront après une coupe de jardinage ou une coupe partielle, ou encore après une coupe à blanc dans les zones contiguës ou après la construction de chemins dépendra des espèces concernées, de l'âge et de l'état de la végétation, des conditions locales (sol, eau, par ex.) et du degré de protection contre le vent (grâce à la topographie par ex.).

Les aménagistes doivent par conséquent être en mesure d'évaluer l'état d'une zone riveraine déterminée pour connaître sa valeur économique présente et future ainsi que les avantages qu'elle offre aux poissons et à la faune. En planifiant et en exploitant bien le bois, il peut être possible de surmonter tous les problèmes voire de rendre la zone plus intéressante en améliorant sa longévité fonctionnelle ou sa qualité.

CHAPITRE 6

LES MÉTHODES D'EXPLOITATION

Compte tenu de ce qui a déjà été signalé, surtout à propos de la sédimentation des cours d'eau, il devrait être évident qu'il faut abattre les arbres en prenant certaines précautions et qu'il faut choisir une méthode d'abattage appropriée pour perturber le moins possible le sol, choisir soigneusement l'emplacement des chemins et des traversées de cours d'eau et bien les concevoir. Il convient de signaler que le choix du système utilisé dépendra de critères d'ordre économique et des possibilités, en plus des problèmes d'ordre écologique.

Plusieurs études ont été faites sur la perturbation du sol due aux activités de récolte par câble, par tracteur et par débusqueuse dans l'ouest de l'Amérique du Nord (Wooldridge 1960, Dyrness 1965, 1967b, Ruth 1967, Megahan et Kidd 1972, Bockheim et autres 1975, Smith et Wass 1976). Les auteurs de ces études s'accordent généralement pour dire que ce sont les systèmes de débardage par câble qui perturbaient et tassaient le moins le sol, principalement grâce à une diminution de la perturbation due au débusquage et à la construction de chemins, et que ces systèmes pourraient être utilisés sur des pentes bien plus inclinées. Le compactage plus fort du sol à la suite de l'utilisation de tracteurs et de débusqueuses se produit généralement sur les sentiers de débusquage et sur les chemins temporaires de débardage, ce qui entraîne une concentration de l'écoulement en le canalisant (Dyrness 1965, Campbell et autres 1973, Case et Donnelly 1979). Outre que cela

entraîne des problèmes d'érosion, un sol fortement tassé risque de ralentir le développement des arbres et des jeunes plants (Hatchell et autres 1970, Moehring et Rawls 1970, Case et Donnely 1979, Froehlich 1979, Raghavan et autres 1981, Wert et Thomas 1981).

Il existe des différences manifestes entre l'ouest de l'Amérique du Nord et le Nouveau-Brunswick sur le plan de la topographie et des volumes de bois qui risquent de rendre l'utilisation de certains systèmes d'exploitation forestière par câble utilisés dans l'Ouest peu pratiques au Nouveau-Brunswick tant du point de vue économique que sur le plan logistique. On a toutefois jugé qu'un bref aperçu de ces systèmes pourrait donner une idée des solutions "intéressantes sur le plan écologique" qui pourraient être adoptées au Nouveau-Brunswick, moyennant quelques modifications. La conception et le fonctionnement des systèmes de câbles-grues et de téléphérage ont été décrits par Wooldridge (1960), Binkley (1965), Ruth (1967), Fredriksen (1970), Rothacher (1970b), Studier et Binkley (1974), Cottell et autres (1976), Sauder et Nagy (1977), B.J. Sauder (1978) et E.A. Sauder (19[illegible], 1981, 1982). Le système du câble-grue est généralement utilisé dans une exploitation à plus grande échelle que le système du téléphérage et la distance de débusquage (y compris la distance latérale de débusquage) est par conséquent plus grande, à l'instar du plafond des billes débusquées. Par conséquent, la formation de nombreux sentiers de débusquage peu profonds, répartis de façon relativement uniforme, sur la pente, est caractéristique du système de câble-grue alors que lorsqu'on utilise le système de téléphérage, la perturbation est concentrée sur un petit nombre de

sentiers de débusquage étroits qui sont généralement plus profonds et orientés vers le bas des pentes (Ruth 1967). Ces sentiers de débusquage profonds risquent d'accélérer l'érosion du sol, il convient toutefois de signaler que le débusquage par câble-grue risque également de fort perturber le sol sur les terrains en pente abrupte si on laisse glisser les billes en bas de la pente en les traînant latéralement (Ruth 1967). Si le système de câble-grue perturbe moins le sol (et réduit par conséquent les problèmes d'érosion), c'est surtout parce qu'il permet de réduire au minimum le nombre de chemins, de sentiers et de jetées parce que le matériel installé à un endroit permet de couvrir une plus grande superficie de terrain (Binkley 1965, Dyrness 1967b, Ruth 1967, Megahan et Kidd 1972). Les avantages qu'offre le système des câbles-grues du fait qu'ils nécessitent moins de chemins de débusquage que l'autre peuvent être effacés en partie par le fait qu'il entraîne normalement des frais de débusquage plus élevés (Binkley 1965, Sauder et Nagy 1977). Le système des câbles-grues est surtout intéressant, du point de vue d'une perturbation minimale du sol, lorsque les billes sont charriées à une hauteur suffisante pour éviter ou réduire au minimum le contact avec le sol (Binkley 1965, Dyrness 1967b, Ruth 1967, Megahan et Kidd 1972); par conséquent, c'est sur les pentes concaves (Megahan et Kidd 1972) et uniformes (Dyrness 1967b) que ce système fonctionne le mieux. On peut même faire passer les cours d'eau aux billes en perturbant le moins possible (Wooldridge 1960, Dunford 1962, Carson 1975).

La méthode de débusquage par câbles la plus utilisée dans les forêts côtières de la Colombie-Britannique est toutefois le système

du téléphérage (Bockheim et autres 1975, Sauder et Nagy 1977), surtout parce qu'il est plus souple (Sauder et Nagy 1977, B.J. Sauder 1978). Le système des câbles-grues, qui est plus compliqué, ne peut être rentable que sur les terrains en pente abrupte (B.J. Sauder 1978) et lorsque la qualité et les dimensions ainsi que le volume de bois par bloc sont élevés (E.A. Sauder 1982). On aurait par ailleurs tendance à croire que la fréquence des mouvements réduit l'efficacité du système des câbles-grues qui est plus grand que l'autre, bien que l'utilisation d'une grue de débusquage au lieu d'un pylône stationnaire augmente la mobilité du système (Sauder et Nagy 1977). Il semble avantageux dans certains cas de remplacer les grappins par des colliers étrangleurs dans les systèmes à câbles (E.A. Sauder 1980, 1981) mais probablement seulement quand il s'agit de billes volumineuses.

Il est manifeste que les systèmes de débusquage par câble utilisés dans les forêts côtières de l'Ouest devraient être ramenés à une échelle bien plus petite pour pouvoir être rentables dans les forêts de l'est de l'Amérique du Nord, car il y a relativement peu de terrains en pente dans cette région et que les volumes d'arbres sont relativement restreints et parce que les concessions sont généralement plus petites (Kochenderfer et Wendel 1980). Il faudrait qu'un système de débusquage par câbles soit très mobile, surtout s'il est utilisé dans les zones tampons. Plusieurs systèmes de débusquage par câbles, qui sont une version modifiée de la technique des câbles-grues, ont été mis au point; du fait que ces systèmes sont plus petits, les billes débusquées entrent souvent en contact avec le sol et il arrive fréquemment que le bout

de la bille traîne à terre. Hawkes (1979) a fait une description détaillée de bien des systèmes de récolte par câble conçus pour manipuler de petits arbres. Cottell et autres (1976) ont étudié six systèmes de récolte par câble différents utilisés à l'intérieur de la Colombie-Britannique et en Alberta, et ils en ont conclu qu'il fallait faire d'autres recherches et améliorer encore le système, même si les premiers résultats étaient prometteurs. On a effectué de nombreux essais (de coupes rases et de coupes partielles) avec la débardeuse mobile URUS dans des peuplements de feuillus de grande valeur situés sur les pentes des Appalaches, en Virginie (Wendel et autres 1974, Gibson et Biller 1975, Kochenderfer et Wendel 1978, Patric et Gorman 1978, C. Smith 1978). Dans le cas des coupes partielles, il a fallu abattre pour faire un couloir de 5 à 6 m de large directement sous le câble-grue (Wendel et autres 1974, Gibson et Biller 1975, Patric et Gorman 1978, C. Smith 1978). Les distances latérales de débardage de cette débardeuse URUS étaient de l'ordre de 23 à 30 m (Wendel et autres 1974, Kochenderfer et Wendel 1978, C. Smith 1978) et la longueur de la zone couverte allait de 180 à 270 m (Wendel et autres 1974, Gibson et Biller 1975, Kochenderfer et Wendel 1978, C. Smith 1978). Les auteurs sont généralement d'accord pour dire que si le système nécessitait plus de planification que l'utilisation de la débusqueuse classique et s'il était plus coûteux pour les zones où l'on pratique des coupes partielles (Kochenderfer et Wendel 1978), il était relativement simple à monter (Wendel et autres 1974) et il perturbait moins le sol car il nécessitait moins de chemins et de sentiers surtout sur les pentes

abruptes. Dans les zones de coupe partielle, on avait également causé moins de dégâts aux peuplements restants. Un système de débusquage par câbles Smith Timbermaster ayant une distance latérale de débardage de 15 m a donné des résultats satisfaisants à Terre-Neuve (Colbert 1980). Au Nouveau-Brunswick, un système de débusquage par câbles RMS Ecologger est utilisé actuellement par la société Fraser Inc. sur un terrain en pente abrupte, dans le bassin hydrographique de la rivière Restigouche (Corey 1981). La distance latérale de débusquage est paraît-il, de 15 à 25 m et bien qu'il soit plus coûteux, ce système perturbe beaucoup moins le sol. On est arrivé à obtenir une mobilité assez grande car l'"Ecologger" proprement dit empruntait des chemins déjà aménagés sur les crêtes (qui étaient utilisés sur un chantier d'exploitation forestière classique) et un bouteur D-6 a servi de point d'ancrage pour le câble-grue (Corey 1981). Il paraît que les essais effectués avec ce système "Ecologger" à Terre-Neuve ont donné des résultats prometteurs (Heidersdorf 1978). On a également utilisé des grues de débusquage montées sur camion (Kochenderfer et Wendel 1980) ou automotrices (Parker 1976) sur certains chantiers forestiers de l'est de l'Amérique du Nord.

Dans les systèmes de débusquage par câbles dont nous avons parlé les billes étaient levées dans une certaine mesure, si bien que le bout de la bille ne traînait normalement pas au sol pendant qu'elle était amenée sur la jetée. Si l'on veut récolter le bois dans une zone tampon, il faut également envisager la possibilité de tirer les billes sur le sol au moyen d'un treuil pour les amener hors de la zone, surtout si l'on pratique une sorte de coupe par

jardinage. L'utilisation de ce système a été une réussite à la suite d'une coupe par jardinage dans une zone tampon de 10 à 20 m de large dans l'ouest de la Virginie (Aubertin et Patric 1974); il était interdit de pénétrer dans cette zone avec des machines et les billes ont été amenées au moyen d'un treuil à des chemins se trouvant à une distance d'au moins 30 m du cours d'eau. L'idée de traîner les billes au sol au moyen d'un câble actionné par un treuil n'est certainement pas nouvelle (Garrison et Rummell 1951) et même si ce système perturbe plus le sol que les méthodes de relevage des billes par câble, il est peut-être préférable à la formation de sentiers et de chemins dans la zone tampon. Les débusqueuses à câbles, munies éventuellement d'un câble supplémentaire, peuvent sans doute tirer les billes hors de la zone tampon en les faisant glisser sur le sol de cette façon. C. Smith (1978) a toutefois signalé que s'il fallait une traction supplémentaire sur le câble, il y aurait des frais supplémentaires et du travail supplémentaire pour l'opérateur. Hoffman (1982) a parlé de la possibilité d'utiliser de petits treuils portatifs télécommandés avec des poulies coupées et des poulies coniques qui se libèrent automatiquement pour réduire au minimum la résistance de traction et la perturbation du sol et de la végétation résiduelle. Il faut toutefois faire d'autres essais pour voir si ces petits treuils sont rentables pour débusquer des billes de grosse taille dans une exploitation commerciale (D. Davies, com. pers.). Il vaut toutefois la peine que l'on étudie la possibilité d'employer un petit treuil pour enlever ou rassembler les billes des zones riveraines, au lieu d'utiliser une débusqueuse, plus coûteuse, à plein temps. Il existe

actuellement des treuils que l'on peut monter sur des tracteurs agricoles (Folkema 1977, Ryans 1980) mais une petite débusqueuse munie d'un treuil conviendrait probablement mieux pour la récolte commerciale dans une zone riveraine car les tracteurs agricoles ne sont pas conçus pour travailler sur un terrain accidenté ou sur des pentes de plus de 10 à 15 % (Folkema 1977, Falk 1979).

Au lieu de traîner les billes hors d'une zone riveraine au moyen d'un treuil et de câbles, on peut également utiliser dans cette zone du matériel qui perturbera le moins possible le sol. D'après McMorland (1980), il serait rentable de débusquer les billes au moyen de petits tracteurs à chenilles (de 63 à 78 chevaux) sur des pentes de plus de 30 % et le sol serait par ailleurs moins perturbé que si l'on utilisait de plus gros tracteurs ou des débusqueuses sur roues. Sur des pentes moins abruptes, ces tracteurs à chenilles ne seraient pas aussi productifs que les débusqueuses (McMorland 1980) car ils sont moins rapides (Falk 1979, McMorland 1980) et leur entretien est plus coûteux (Falk 1979, Mellgren 1982), mais ils perturbent moins le sol. Il y a également moyen de débusquer avec des chevaux dans les zones où il vaut mieux perturber le moins possible le sol; par ailleurs, les chevaux sont maniables en terrain accidenté et sur les pentes abruptes (Falk 1979). Les petites débusqueuses comme la F4-Dion (Anonyme 1982b) ou la Krabat (Hermelin 1979) peuvent également être utiles, mais elles risquent d'être peu pratiques dans les grandes exploitations forestières en raison de leur capacité restreinte (D. Davies, com. pers.). D'après Froehlich (1978), la perturbation du sol a été minime sur un chantier de l'Oregon à la suite de l'utilisation d'une

débusqueuse rapide FMC, qui est munie d'un système de suspension à barre de torsion pour le barbotin. Le coût de cette machine est toutefois relativement élevé (D. Black, com. pers.). Mellgren (1982) a constaté qu'une débusqueuse munie de pneus très larges tassait moins le sol et y faisait moins d'ornières et qu'elle était plus productive en terrain bourbeux qu'une débusqueuse munie de pneus ordinaires. Ces pneus risquent toutefois de présenter moins d'attrait à cause de la différence de prix, des modifications à apporter à la débusqueuse et du fait que celle-ci est plus difficile à manoeuvrer (Mellgren 1982). Une étude préliminaire de forêts bien drainées du Nouveau-Brunswick où l'on a utilisé une abatteuse débusqueuse Koehring a permis de constater que l'exposition du sol minéral y est minime (D. Black, com. pers.). Par conséquent, on peut même utiliser de grosses machines dans les zones riveraines pourvu que la pression sur le sol soit relativement faible.

La solution la plus pratique et la plus satisfaisante pour perturber le moins possible le sol consiste peut-être à bien planifier le réseau de chemins et de sentiers de débusquage avant de travailler avec le matériel classique (Hornbeck 1968, Hornbeck et autres 1975, DePape et Collins 1977, Bradshaw 1979, Falk 1979, Froehlich et autres 1981). Dans l'Oregon, où l'on a planifié d'avance les sentiers de débusquage sur des chantiers où l'on pratiquait des coupes partielles, ces sentiers étaient plus espacés (de 30 à 75 m l'un de l'autre) et le réseau était plus uniforme de sorte que le compactage et la perturbation du sol étaient moins grands (Bradshaw 1979, Froehlich et autres 1981). En raison de cet espacement plus grand, on a consacré plus de temps à tirer les

billes au treuil (la distance étant plus grande) que dans un système non planifié, mais d'après une étude (Froehlich et autres 1981), cet inconvénient était compensé par le fait qu'il a fallu moins de temps pour mettre la débusqueuse en place. D'après Smith et Wass (1976), ce genre de planification serait surtout efficace sur les pentes modérées (de 30 à 50 %); par contre, sur des pentes plus abruptes, il faudrait probablement changer de technique ou de matériel (en utilisant par ex. de plus petites débusqueuses). L'abattage orienté des arbres pour pouvoir plus facilement les tirer au treuil sur les sentiers de débusquage (Froehlich et autres 1981) et l'utilisation de colliers à boucle (Bradshaw 1979) peuvent améliorer la productivité avec ce système. Dans certaines régions du moins (Dickerson 1976, Froehlich 1979), le compactage du sol dû à l'exploitation forestière peut durer relativement longtemps; par conséquent, il faut essayer d'intégrer les sentiers de débusquage existants au nouveau réseau de sentiers de débusquage pour essayer de tasser le moins possible le sol à d'autres endroits (Froehlich et autres 1981). Il semble que le rapport entre la densité du sol et l'importance de la circulation de véhicules varie selon les conditions locales. Miles et autres (1981) ont constaté que le compactage était important sur un sol limoneux de Californie après le premier passage d'une débusqueuse ou d'un tracteur à chenilles et ils ont fait plusieurs recommandations pour réduire au minimum le compactage en général; ils ont notamment conseillé d'utiliser un réseau de sentiers du débusquage de faible densité, d'aménager les sentiers sur les sols les plus secs, de tirer les billes au treuil sur les sentiers et d'utiliser des machines qui exercent une faible

pression sur le sol. Froehlich (1978) a constaté que l'augmentation de la densité du sol était la plus forte pendant les premiers trajets d'une débusqueuse FMC et que le sol supportait une plus grande perturbation là où la litière est la moins épaisse et où les pentes sont plus abruptes. Par contre, Sidle et Drlica (1981) ont signalé que le tassement du sol était minime dans un chantier où l'on avait utilisé le même genre de machine sur les sentiers peu fréquentés.

Le mode d'abattage peut influencer l'ampleur de la perturbation du sol. Haupt (1960) a constaté qu'une coupe de plusieurs essences d'arbres causait moins de perturbation que la coupe d'une seule essence en Idaho à cause d'une plus grande dispersion des sentiers de débusquage et des chemins nécessaires quand on utilise ce dernier système. Le débardage des arbres entiers perturbe une plus grande surface et entraîne un compactage plus fort du sol que l'exploitation par fûts entiers et l'exploitation en billes (Mace 1970, Zasada 1974). Il se peut par ailleurs que le sol compacté retrouve plus rapidement son état naturel à la suite du débardage d'arbres entiers qu'après le débardage de fûts entiers car le compactage initial est moins fort et le sol contient plus d'humidité (les rémanents réduisent l'évaporation et retardent la pousse dans les zones d'abattage) (Mace 1971). Par contre, les études sur le compactage du sol ont produit des résultats variables (Dickerson 1976) et Falk (1979) ont conclu qu'on ignorait lequel des deux systèmes endommage le plus le sol. Hermelin (1979) a signalé que si l'on utilisait un système de débusquage en billes, un réseau simple de sentiers et un réseau peu dense de chemin suffiraient. Ce

système convient dans les coupes partielles (coupes d'éclaircie par ex.) mais comme il nécessite relativement beaucoup de main-d'oeuvre, il est peut-être moins rentable pour les grandes exploitations commerciales (Hoffman 1982).

Burwell (1971) recommandait de faire tomber les arbres vers le haut des pentes en fixant un câble à chaque arbre, pour ne pas faire tomber trop de débris dans les cours d'eau. Cet abattage avec câble ne serait toutefois rentable que lorsqu'on abat de gros arbres ayant beaucoup de valeur sur un terrain en pente abrupte (Dykstra et Froehlich 1976). Dykstra et Froehlich (1976) ont jugé que dans l'Oregon, il était parfois plus rentable de conserver une bande tampon (17 m) et de perdre par conséquent le bois qui s'y trouve, que de faire une coupe à blanc et d'utiliser des câbles pour débusquer et nettoyer les débris tombés dans les cours d'eau. Ils n'ont pas étudié l'incidence des débris sur les paramètres relatifs à la qualité de l'eau ni l'incidence de l'enlèvement des débris.

La perturbation du sol causée par le débusquage des arbres peut-être parfois réduite si celui-ci se fait en terrain relativement sec (Dyrness 1965, Zasada et Tappeiner 1969). Le débusquage peut se faire uniquement sur les crêtes pendant les périodes humides (Aubertin et Patric 1974). Le compactage peut être plus fort lorsque le débusquage se fait en remontant les pentes que lorsqu'on débusque vers le bas des pentes (Sidle et Drlica 1981). D'après Case et Donnelly (1979), sur certains terrains mal drainés de Terre-Neuve, il faudrait utiliser des débusqueuses seulement après que le sol soit gelé pour éviter de le tasser trop. Bien des études démontrent que le sol est moins perturbé lorsque l'on

travaille l'hiver (Mace et autres 1971, Bockheim et autres 1975, Smith et Wass 1976, DePape et Collins 1977). Par contre, lorsqu'il y a trop de neige, elle risque d'entraver les déplacements et l'on risque de laisser de grosses souches (Smith et Wass 1976).

Il existe de nombreuses sources d'information sur les mesures à prendre pour prévenir ou réduire les problèmes d'érosion dans les activités forestières et dans la construction de chemins (Haupt 1959, Dunford 1962, Reinhart et Eschner 1962, Rice et Wallis 1962, Eschner et Larmoyeux 1963, Kidd 1963, Reinhart et autres 1963, Wallis 1963, Reinhart 1964, Haupt et Kidd 1965, Bethlahmy et Kidd 1966, Dyrness 1967a, 1970, Packer 1967a, 1967b, Kidd et Haupt 1968, Leaf 1970, Rothacher 1970b, Kimmins 1971, Larse 1971, Willington 1971, Megahan 1972, Rice et autres 1972, Swanston 1974, Zasada 1974, Wellburn 1975, Patric 1977, Rice 1977, Sidhu et Case 1977). Le département américain de l'Intérieur (1970), Rothwell (1971, 1978), L.W. Rowe (1974), Humar (1976), Hartung et Kress (1977), Megahan (1977), Case et Rowe (1978), L.W. Johnson (1979), Krag (1980), Yee et Roelofs (1980) et Talbot (1982) ainsi que le Manuel d'exploitation forestière des terres de la Couronne du Nouveau-Brunswick de 1982 offrent une documentation et des directives plus détaillées sur les systèmes de récolte et d'extraction qui sont acceptables sur le plan écologique. Cette liste n'est nullement complète. Etant donné la quantité de documentation sur le sujet, nous avons jugé inutile d'entrer dans les détails. Pour donner un très bref résumé des précautions recommandées dans les articles susmentionnés, disons qu'il faut soigneusement planifier pour réduire au minimum le réseau de chemins et veiller à ce que les

chemins et les jetées soient situés dans des endroits sûrs (sur le plan de la qualité de l'eau des cours d'eau); il convient d'éviter de travailler à proximité des cours d'eau avec des machines lourdes, d'éviter les zones où les risques d'érosion sont élevés, d'éviter de trop mettre à nu le sol minéral et de bien aménager et entretenir les chemins.

Dans ce chapitre, nous avons essayé de vous donner une idée des possibilités de récolte (matériel et méthodes) quand l'exploitation d'une zone tampon est permise. S'il faut normalement un plus grand nombre de chemins et de sentiers pour obtenir un certain volume de bois quand on fait une coupe par jardinage que lorsqu'on fait une coupe rase (DePape et Collins 1977), la coupe par jardinage peut être préférable car elle altère moins la zone tampon. La plupart des machines et des méthodes dont nous avons parlé peuvent être utilisées pour la coupe par jardinage et certaines peuvent être utilisées pour les coupes rases.

Il faut absolument être prudent dans l'exploitation d'un chantier et bien choisir l'emplacement des chemins et des sentiers et en faire le moins possible pour éviter d'augmenter la quantité de sédiments se trouvant dans les cours d'eau. Dans la plupart des cas, toutes les mesures de précautions supplémentaires ou l'utilisation de techniques ou de matériel spéciaux ne sont nécessaires que pour l'exploitation de la zone tampon proprement dite. Lorsque le bois se trouve dans une zone où les activités forestières n'ont pas d'influence sur la qualité de l'eau, on peut avoir recours à des méthodes plus classiques. Par conséquent, le matériel spécial utilisé pour travailler sur les pentes abruptes et dans les zones tampons doit être relativement facile à déplacer.

CHAPITRE 7

RESUME

Les zones tampons servent à beaucoup de choses; elles influencent le nombre de paramètres relatifs à la qualité de l'eau, exercent une très forte influence sur l'écologie des cours d'eau et sur les populations de poissons, elles servent à éviter de perturber les cours d'eau avec le matériel forestier et elles peuvent être précieuses pour la faune. Par ailleurs, elles jouent un rôle bénéfique sur les plans esthétique et récréatif (Streeby 1971, Miller et autres 1976, Nash 1977, King et autres 1979). L'importance de ces rôles varie d'une zone tampon à une autre. D'après cette étude sur la documentation, il est évident que l'incidence de la perturbation d'une zone tampon par l'exploitation forestière dépend de nombreux facteurs qui ont une interaction et qui font que dans un bassin hydrographique donné, la zone tampon revêt une certaine importance plus ou moins grande et que la perturbation de cette zone à la suite d'une certaine exploitation est plus ou moins grande. Étant donné le nombre de variables, il est exclu de déterminer les caractéristiques concernant le bois qui sont relativement simples à connaître (par ex., la surface terrière, le volume par bloc, le diamètre limite) et qu'il faut connaître pour pouvoir maintenir et faire augmenter le nombre de poissons ou d'animaux sauvages. L'ensemble des caractéristiques d'une zone, comme les espèces végétales qui y poussent, les modes de régénération, la géologie, le genre de sol, le tracé du réseau hydrographique, l'inclinaison du terrain, l'aspect, le climat et

l'ampleur de la perturbation des zones contiguës, exercent une très grande influence sur les conséquences de l'exploitation du bois se trouvant dans la zone riveraine. Comme la tolérance et la réaction des populations de poissons et d'animaux sauvages dépendent de facteurs tels le stade du cycle de vie, l'exposition antérieure, le climat et l'ampleur de la perturbation des bassins hydrographiques contigus et des zones se trouvant en amont des pentes, ils sont également variables. Du fait que l'on n'arrive pas à connaître ces degrés de tolérance, on simplifierait beaucoup trop un problème compliqué en essayant de déterminer quels paramètres essentiels aux poissons et à la faune il faut réunir dans certains arbres ou dans certains peuplements. Bien des effets néfastes sont relativement de courte durée et il faut les juger selon le moment du cycle de vie d'un organisme donné où ils se produisent. Les répercussions indirectes des perturbations sont sans aucun doute les plus difficiles à prévoir et ce sont souvent les plus durables.

En conclusion, on peut permettre la récolte des produits forestiers dans une zone tampon s'il semble qu'elle ne comporte pas de risques écologiques; par ailleurs, il ne faut pas créer définitivement une zone tampon ni la faire respecter strictement. Comme on le dit au chapitre 3, il semble raisonnable d'établir des limites "sûres" comme celles qui sont recommandées par le ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick (1981), celles-ci pouvant être modifiées par les aménagistes. Cette "altération" ne se traduirait pas toujours par une diminution de la largeur de la zone tampon mais elle pourrait consister dans certains cas à élargir cette zone pour protéger la faune (zones d'hivernation des cerfs de

Virginie ou couloirs de circulation très utilisés), ou elle pourrait être motivée par des raisons d'ordre esthétique; il se pourrait également que les risques d'endommager l'écosystème du cours d'eau soient jugés trop grands. Il faut tenir soigneusement compte des principales sources d'eau du cours d'eau comme les sources et les petits affluents. Les activités forestières doivent être soumises à des règles strictes et il ne faut en aucun cas permettre d'utiliser des machines à moins de 10 m d'un cours d'eau, sauf sur un chemin bien construit. Si l'on s'attend à une forte élévation de la température après l'abattage des arbres, la récolte doit être centrée sur la berge nord des cours d'eau qui coulent d'Est en Ouest.

Les différentes personnes-ressources de l'endroit concerné doivent décider s'il est possible de récolter le bois dans une zone tampon et quelle importance doit avoir la coupe, après avoir étudié toutes les caractéristiques de l'endroit, notamment l'état de la bande tampon et son amélioration par le biais d'un certain aménagement et voir quelles sont les possibilités d'aménagement pour les populations de poissons et d'animaux sauvages. Dans le présent rapport, nous avons essayé de passer en revue les facteurs dont doit éventuellement dépendre une telle décision et de voir dans quelle mesure ils varieront. Certains de ces facteurs ont été mentionnés brièvement pour donner une vue d'ensemble et dans d'autres cas, les renseignements disponibles étaient maigres. On espère que ce document sera une source d'information accessible pour les aménagistes qui doivent gérer des zones riveraines.

CHAPITRE 8

LES BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

Il faut déterminer et aménager de toute urgence des zones tampons et élaborer un système de prise de décisions uniforme dans les différentes régions forestières de la province. On propose de créer immédiatement de nombreux chantiers forestiers expérimentaux à des endroits présentant des caractéristiques différentes des zones tampons reconnues de chaque région forestière administrative du Nouveau-Brunswick. Même si des études plus détaillées, de longue haleine, donneraient une meilleure idée de certains paramètres, elles nécessitent toutefois du temps pour établir une base de données sur un bassin hydrographique expérimental et sur un bassin hydrographique de référence avant la récolte et l'application des résultats obtenus doit revêtir un caractère général parce que les conditions changent d'un bassin à l'autre.

On choisira les zones où doit se faire la récolte et on décidera du genre et de la quantité de bois à récolter en se basant sur les considérations dont nous avons parlé et il faudra faire intervenir des biologistes et des forestiers. Pour essayer de normaliser l'aménagement des zones tampons, nous avons dressé à l'Annexe I une liste des principes directeurs provisoires basés sur la matière de ce rapport. Tous les efforts d'aménagement seront soigneusement évalués sur les plans économique et écologique. Ces principes directeurs seront modifiés et améliorés d'après les résultats obtenus dans les chantiers forestiers expérimentaux et

avec les plans d'aménagement. Comme il ne faudra pas recueillir de données préliminaires, l'étude de l'incidence d'une coupe sur la qualité de l'eau ainsi que sur le poisson et sur la faune sera largement subjective. Le nombre d'erreurs que l'on commettra dans cette interprétation dépendra beaucoup du degré de collaboration entre les personnes-ressources de chaque région forestière. On espère que ces chantiers expérimentaux permettront d'acquérir l'expérience nécessaire pour permettre aux aménagistes de prendre à l'avenir des décisions sur les zones tampons en se basant sur les différences régionales qui existent en ce qui concerne le climat, les populations de poissons et d'animaux sauvages souhaitées ou prévues et la demande de bois. La coordination et la diffusion des renseignements et des résultats entre les régions se fera à partir de Fredericton.

OUVRAGES CITÉS

Allen, K.R. 1969. Distinctive aspects of the ecology of stream fishes: A review. (Traits caractéristiques de l'écologie des poissons d'eau douce) J. Off. rech. pêcheries Can. 26(6) : 1429-1438.

Allen, P.B. et N.H. Welch. 1967. Sediment transport of streams in the Washita River Basin in Caddo and Grady Counties, Oklahoma (Transport de sédiments dans les cours d'eau du bassin de la Washita, dans les comtés de Caddo et de Grady, dans l'Oklahoma). Water Resour. Res. 3(3) : 777-784.

Anderson, H.W. 1970. Forest and meteorological influences on snow and snowmelt water and their management (Influence de la forêt et des conditions météorologiques sur la neige et sur les eaux de fonte des neiges et leur aménagement). Pp. 41-54. Dans: Proc. Joint FAO/USSR Inter. Symp. on Forest Influences and Water Management, 1970. 452 pp.

Anonyme. 1982a. Impacts of agricultural trends on lake and stream habitats (Incidence des tendances agricoles sur les habitats des lacs et des cours d'eau). Pp 194-220. Dans: Impacts of emerging agricultural trends on fish and wildlife habitat. National Academy Press, Washington, D.C. 303 pp.

Anonyme. 1982b. F-4 Dion (La F-4 Dion). Am. Pulpwood Assoc., Tech. Release 82-R-89. 2 pp.

Aubertin, G.M. et J.H. Patric. 1974. Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia (La qualité de l'eau après une coupe à blanc dans un petit bassin hydrographique de l'ouest de la Virginie). J. Environ. Qual. 3(3) : 243-249.

Baldwin, N.S. 1956. Food consumption and growth of brook trout at different temperatures (Consommation alimentaire et croissance de la truite de ruisseau à différentes températures). Trans. Am. Fish. Soc. 86 : 323-328.

Banfield, A.E.F. 1975. Les mammifères du Canada. Musée national des sciences naturelles. Musées nationaux du Canada. Presses de l'université Laval. 438 pp.

Beamish, F.W.H. 1964a. Respiration of fishes with special emphasis on standard oxygen consumption. II Influence of weight and temperature on respiration of several species (La respiration des poissons et surtout la consommation normale d'oxygène. L'influence du poids et de la température sur la respiration de plusieurs espèces). Can. J. Zool. 42 : 177-188.

Beamish, F.W.H. 1964b. Respiration of fishes with special emphasis on standard oxygen consumption. III Influence of oxygen (La respiration des poissons et surtout la consommation normale d'oxygène. III L'influence de l'oxygène. Can. J. Zool. 42 : 355-366.

Berndt, H.W. 1965. Snow accumulation and disappearance in lodgepole pine clearcut blocks in Wyoming (L'accumulation et la disparition de la neige dans les cantons du Wyoming où des coupes à blanc ont été pratiquées dans les peuplements de pins de Murray). J. For. 63(2) : 88-91.

Berndt, H.W. et G.W. Swank. 1970. Forest land use and streamflow in central Oregon (Utilisation des terrains forestiers et débit des cours d'eau dans le centre de l'Oregon). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PNW-93. 15 pp.

Beschta, R.L. 1978. Long-term patterns of sediment production following road construction and logging in the Oregon Coast Range (Production de sédiments après la construction de chemins et l'exploitation forestière dans la région côtière de l'Oregon). Water Resour. Res. 14(6) : 1011-1016.

Best, L.B., D.F. Stauffer et A.R. Geier. 1979. Evaluating the effects of habitat alteration on birds and small mammals occupying riparian communities (Etude des effets de l'altération de l'habitat sur les oiseaux et les petits mammifères occupant les zones riveraines). Pp. 117-124. Dans: Johnson, R.R. et J.F. McCormick. Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems : Proc. of the Symp., Georgia, 1978. 410 pp. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-12.

Bethlahmy, N. et W.J. Kidd (Jr.). 1966. Controlling soil movement from steep road fills (Surveillance du mouvement du sol sur les chemins en pente abrupte). U.S.D.A. For. Serv. Res. Note INT-45. 4 pp.

Binkley, V.W. 1965. Economics and design of a radio-controlled skyline yarding system (Aspects économiques et conception d'un système téléguidé de débusquage par câble-grue). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PNW-25. 30 pp.

Bjornn, T.C. 1971. Trout and salmon movements in two Idaho streams as related to temperature, food, stream flow, cover, and population density (Déplacements des truites et des saumons dans deux cours d'eau de l'Idaho en fonction de la température, des aliments, du débit, du couvert et de la densité de population). Trans. Amer. Fish. Soc. 100(3) : 423-438.

Bjornn, T.C., M.A. Brusven, M.P. Molnau, J.H. Milligan, R.A. Klamt, E. Chacho et C. Schaye. 1977. Transport of granitic sediment in streams and its effects on insects and fish (Transport des sédiments granitiques dans les cours d'eau et son incidence sur les insectes et sur les poissons). Univ. of Idaho, Forest, Wildlife and Range Exp. Sta., Bull. No 17. 43 pp.

Bockheim, J.G., T.M. Ballard et R.P. Willington. 1975. Soil Disturbance associated with timber harvesting in southwestern British Columbia (Perturbation du sol provenant de la récolte du bois dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique). J. Can. rech. for. 5(2) : 285-290.

Boer, A.H. 1978. A deer movement study in northern New Brunswick (Etude sur les déplacements du cerf de Virginie dans le nord du Nouveau-Brunswick). Min. des Res. nat. du N.-B., Deer Manage. Rept. No. 7. 25 pp.

Boer, A.H., N. Prentice et T. Reid. 1982. Deer wintering area management for the eighties (Aménagement des lieux d'hivernage du cerf de Virginie pour les années 1980). Min. des Res. nat. du N.-B. 21 pp.

Bormann, F.H., G.E. Likens, D.W. Fisher et R.S. Pierce. 1968. Nutrient loss accelerated by clear-cutting of a forest ecosystem (Perte de substances nutritives accélérée par une coupe à blanc dans un écosystème forestier). Science 159 : 882-884.

Bormann, F.H., G.E. Likens, T.G. Siccama, R.S. Pierce et J.S. Eaton. 1974. The export of nutrients and recovery of stable conditions following deforestation at Hubbard Brook (La disparition de certaines substances nutritives et le retour à la stabilité après le reboisement à Hubbard Brook). Ecol. Mono. 44(3) : 255-277.

Bouck, G.R. et R.C. Ball. 1965. Influence of a diurnal oxygen pulse on fish serum proteins (Influence des variations d'oxygène pendant la journée sur les protéines du sérum des poissons). Trans. Am. Fish. Soc. 94(4) : 363-370.

Boussu, F. 1954. Relationship between trout populations and cover on a small stream (Relation entre les populations de truites et le couvert dans un petit cours d'eau). J. Wildl. Manage. 18(2) : 229-239.

Bradshaw, G. 1979. Preplanned skid trails and winching versus conventional harvesting on a partial cut (Sentiers de débusquages prévus d'avance et comparaison entre le débusquage par treuil et les méthodes de récolte classiques après une coupe partielle). For. Res. Lab., Oregon State Univ., Corvallis. Res. Note No. 62. 4 pp.

Brazier, J.R. et G.W. Brown. 1973. Buffer strips for stream temperature control (Bandes tampons pour la régulation de la température des cours d'eau). School of Forestry, Oregon State Univ., Corvallis. Res. Pap. 15. 9 pp.

Brickman, T.L. 1950. Ecology of speckled alder at the Dunbar Forest Experiment Station, Michigan (Ecologie de l'aulne commun à la station expérimentale de la forêt de Dunbar, au Michigan). M.S. Thesis, Mich. State Coll. 72 pp. Cité dans: Healy, W.M. et J.D. Gill. 1974. Alders. Pp. 6-9. Dans: Gill, J.D. et W.M. Healy, Shrubs and vines for northeastern wildlife, U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. NE-9. 180 pp.

Brown, G.W. 1969. Predicting temperatures of small streams (Comment prévoir la température des petits cours d'eau). Water Resour. Res. 5(1) : 68-75.

Brown, G.W. 1970. Predicting the effect of clearcutting on stream temperature (Comment prévoir l'incidence d'une coupe à blanc sur la température des cours d'eau). J. Soil Water Conserv. 25(1) : 11-13.

Brown, G.W. 1971. Water temperature in small streams as influenced by environmental factors and logging (Influence des facteurs environnementaux et de l'exploitation forestière sur la température de l'eau des petits cours d'eau). Pp. 175-181. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment : Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

Brown, G.W. 1972. Logging and water quality in the Pacific Northwest (L'exploitation forestière et la qualité de l'eau dans le nord-ouest de la région du Pacifique). Pp 330-334. Dans: Nat. Symp. on Watersheds in Transition. Am. Water Resour. Assoc., Proceed. Series No. 14. 405 pp.

Brown, G.W. et J.T. Krygier. 1967. Changing water temperatures in small mountain streams (Le changement de la température de l'eau des petits cours d'eau de montagne). J. Soil Water Conserv. 22(6) : 242-244.

Brown, G.W. et J.T. Krygier. 1970. Effects of clearcutting on stream temperature (Les conséquences d'une coupe à blanc sur la température de l'eau des cours d'eau). Water Resour. Res. 6(4) : 1133-1139.

Brown, G.W. et J.T. Krygier. 1971. Clearcut logging and sediment production in the Oregon coast range (Les coupes à blanc et la production de sédiments dans la région côtière de l'Oregon). Water Resour. Res. 7(5) : 1189-1198.

Brown, G.W., A.R. Gahler et R.B. Marston. 1973. Nutrient losses after clearcut logging and slash burning in the Oregon Coast Range (Pertes de substances nutritives après une coupe à blanc et le brûlage des rémanents dans la région côtière de l'Oregon). Water Resour. Res. 9(5) : 1450-1453.

Burns, J.W. 1972. Some effects of logging and associated road construction on northern California streams (L'incidence de l'exploitation forestière et de la construction de chemins sur les cours d'eau du nord de la Californie). Trans. Am. Fish. Soc. 101(1) : 1-17.

Burwell, D. 1971. Prevention of debris accumulation in streams by uphill felling (La prévention de l'accumulation de débris dans les cours d'eau après une coupe). Pp. 118-120. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment : Proc. of a Symp. 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

Campbell, A.G. et J.F. Franklin. 1979. Riparian vegetation in Oregon's Western Cascade Mountains : composition, biomass and autumn phenology (La végétation ripicole dans les montagnes Western Cascade de l'Oregon: composition, biomasse et phénologie d'automne). U.S./I.B.P. Coniferous Forest Biome, Ecosystem Analysis Studies, Bull. No. 14. 90 pp.

Campbell, C.J. 1970. Ecological implications of riparian vegetation management (Conséquences écologiques de l'aménagement de la végétation ripicole). J. Soil Water Conserv. 25(2) : 49-52.

Campbell, R.G., J.R. Willis et J.T. May. 1973. Soil disturbance by logging with rubber-tired skidders (La perturbation du sol due à l'utilisation de débusqueuses à pneus de caoutchouc). J. Soil Water Conserv. 28(5) : 218-220.

Carothers, S.W. et R.R. Johnson. 1975. Water management practices and their effects on nongame birds in range habitats (Les méthodes d'aménagement de l'eau et leur incidence sur les oiseaux autres que le gibier à plume dans les habitats). Pp. 210-223. Dans: Smith, D.R. (ed.) Proceedings of the symposium on management of forest and range habitats for nongame birds. Tucson, Arizona. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-1. 343 pp.

Carson, W.W. 1975. Analysis of running skyline with drag (Etude sur le téléphérage relevé avec câble de traînage), U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PNW-193. 8 pp.

Case, A.B. et D.A. Rowe. 1978. Environmental guidelines for resource road construction (Guide environnemental de la construction de chemins d'exploitation). Pêches et Environ. Can., Serv. For., Rap. Info. N-X-162. 41 pp.

Case, A.B. et J.G. Donnelly. 1979. Type and extent of ground disturbance following skidder logging in Newfoundland and Labrador (Nature et ampleur de la perturbation du sol après l'utilisation de débusqueuses à Terre-Neuve et au Labrador). Environ. Can., Serv. For., Rap. Info. N-X-176. 25 pp.

Chamberlin, T.W. 1982. Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in western North America - Timber harvest (Influence de l'aménagement des forêts et des prairies sur l'habitat des poissons anadromes dans l'ouest de l'Amérique du Nord - Récolte du bois). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-136. 30 pp.

Chapman, D.W. 1962. Effects of logging upon fish resources of the west coast (Incidence de l'exploitation forestière sur les ressources halieutiques de la côte Ouest). J. For. 60(8) : 533-537.

Chapman, D.W. et E. Knudsen. 1980. Channelization and livestock impacts on salmonid habitat and biomass in western Washington (Incidence de la canalisation et du bétail sur l'habitat et la biomasse des salmonidés dans la partie ouest de l'état de Washington). Trans. Am. Fish. So. 109(4) : 357-363.

Clausen, J.C. et A.C. Mace (Jr.). 1972. Accumulation and snowmelt on north-south versus east-west oriented clearcut strips (Comparaison de l'accumulation et de la fonte de la neige dans les bandes orientées du Nord au Sud et les bandes orientées d'Est en Ouest où l'on a fait des coupes à blanc). Minn. For. Res. Note No. 234. 4 pp.

Coble, D.W. 1961. Influence of water exchange and dissolved oxygen in redds on survival of steelhead trout embryos (Influence du renouvellement de l'eau et de l'oxygène dissous dans les frayères sur la survie de la truite arc-en-ciel). Trans. Am. Fish. Soc. 90(4) : 469-474.

Colbert, K.S. 1980. Cable logging - a supervisor guide (Le débardage par câbles - guide du surveillant). Min. des Res. et des Terrains forest., Saint-Jean, Terre-Neuve. Rap. Info. FPD 1-6. 35 pp.

Combs, B.D. 1965. Effect of temperature on the development of salmon eggs (Influence de la température sur le développement des oeufs de saumon). Prog. Fish.-Cult. 27(3) : 134-137.

Cope, F.G. 1966. Prevent logging damage to streams: a message to all logging operators (La prévention des dégâts causés aux cours d'eau par l'exploitation forestière: un message à tous les exploitants forestiers). Fish and Wildlife Branch, Dept. of Recreation and Conservation, British Columbia. 8 pp.

Cordone, A.J. et D.W. Kelley. 1961. The influences of inorganic sediment on the aquatic life of streams (Les influences des sédiments inorganiques sur la vie aquatique dans les cours d'eau). Calif. Fish Game 47(2) : 189-228.

Corey, D.J. 1981. Cable logging operation in New Brunswick (Le débardage par câbles au Nouveau-Brunswick). Pulp Pap. Can. 82(10) : 55, 56, 58.

Corning, R.V. 1970. Water fluctuation, a detrimental influence on trout streams (La mauvaise influence des fluctuations du niveau de l'eau sur les ruisseaux et rivières à truites). Proc., 23rd. Ann. Conf., S.E. Assoc. of Game and Fish Commissioners : 431-454.

Cottell, P.L., B.A. McMorland et G.V. Wellburn. 1976. Evaluation of cable logging systems in interior B.C. and Alberta (Evaluation des systèmes de débardage par câble à l'intérieur de la C.-B. et de l'Alberta). Inst. can. rech. génie forest., Rap. tech. No. TR-8. 41 pp.

Cummings, K.W. 1974. Structure and function in stream ecosystems (Structure et fonction dans les écosystèmes des cours d'eau). BioScience 24(11) : 631-641.

Cummings, K.W. 1979. The natural stream ecosystem (L'écosystème naturel des cours d'eau). Pp. 7-24. Dans: Ward, J.V. et J.A. Stanford (eds.) The ecology of regulated streams. Proc., First Inter. Symp. on Regulated Streams, 1979. Plenum Press, New York. 398 pp.

Curtis, R.L. et T.H. Ripley. 1975. Water management practices and their effect on nongame bird habitat values in a deciduous forest community (Méthodes d'aménagement de l'eau et leur influence sur les valeurs de l'habitat des oiseaux autres que du gibier à plume dans une forêt d'arbres à feuilles caduques). Pp. 128-143. Dans: Smith, D.R. (ed.) Proceedings of the symposium on management of forest and range habitats for nongame birds. Tuscon, Arizona. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-1. 343 pp.

Davis, G.E., J. Foster, C.E. Warren et P. Doudoroff. 1963. The influence of oxygen concentration on the swimming performance of juvenile Pacific salmon at various temperatures (L'influence de la concentration d'oxygène sur la capacité de natation des jeunes saumons du Pacifique à différentes températures). Trans. Am. Fish. Soc. 92(2) : 111-124.

Davis, J.C. 1975. Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review (Etude sur les besoins minimums d'oxygène dissous de la vie aquatique et surtout des espèces canadiennes). J. Off. rech. pêcheries du Can. 32(12) : 2295-2332.

Day, C.G. et K.L. Carvell. 1979. Effects of power line corridor clearance and maintenance on stream habitat (L'influence de l'aménagement et de l'entretien de couloirs pour les lignes électriques sur l'habitat des cours d'eau). Pp. 383-385. Dans: Johnson, R.R. et J.F. McCormick. Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems : Proc. of the Symp., Georgia, 1978. 410 pp. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-12.

DePape, D. et R. Collins. 1977. The environmental effects of timber production in Alberta: an overview (L'incidence environnementale de la production de bois en Alberta). Public hearings on the environmental effects of forestry operations in Alberta, Info. Bull. No 2. 46 pp.

Dickerson, B.P. 1976. Soil compaction after tree-length skidding in northern Mississippi (Compactage du sol après le débardage d'arbres entiers dans le nord du Mississippi). Soil Sci. Soc. Am. J. 40(6) : 965-966.

Dodds, D.G. et A.M. Martell. 1971. The recent status of the marten, Martes americana (Turton), in Nova Scotia (Etude récente sur la martre en Nouvelle-Ecosse). Can. Field-Nat. 85(1) : 61-62.

Dominy, C.L. 1972. (ed.). A position paper on the inland fisheries of New Brunswick (Document sur les pêches intérieures du Nouveau-Brunswick). Préparé pour l'étude sur les ressources forestières du Nouveau-Brunswick par le ministère de l'Environ., Serv. des pêches, Halifax, Nouvelle-Écosse. 41 pp. & App.

Douglass, J.E. 1967. Effects of species and arrangement of forests on evapotranspiration (Influence des essences et de l'aménagement des forêts sur l'évapotranspiration). Pp. 451-461. Dans: Sopper, W.E. et H.W. Lull (eds) Proceedings of an International Symposium on Forest Hydrology, 1965. Pergamon Press, New York. 813 pp.

Drolet, C.A. 1976. Distribution and movements of whitetailed deer in southern New Brunswick in relation to environmental factors (Répartition et déplacements du cerf de Virginie dans le sud du Nouveau-Brunswick en fonction des facteurs écologiques). Can. Field-Nat. 90(2) : 123-136.

Dunford, E.G. 1962. Logging methods in relation to streamflow and erosion (Méthodes d'exploitation forestière en fonction du débit et de l'érosion). Pp. 1703-1708. Dans: Fifth World Forest. Congr., Seattle, 1960. Vol. III.

Dunford, E.G. et P.W. Fletcher. 1947. Effect of removal of streambank vegetation upon water yield (Incidence de l'enlèvement de la végétation des berges de cours d'eau sur les apports d'eau). Am. Geophys. Union Trans. 28(1) : 105-110.

Dykstra, D.P. et H.A. Froehlich. 1976. Costs of stream protection during timber harvest (Frais découlant de la protection des cours d'eau pendant la récolte du bois). J. For. 74(10) : 684-687.

Dyrness, C.T. 1965. Soil surface condition following tractor and high-lead logging in the Oregon Cascades (Etat de la surface du sol à la suite du débardage par tracteur et par téléphérage relevé dans les Cascades de l'Oregon). J. For. 63(4) : 272-275.

Dyrness, C.T. 1967a. Erodibility and erosion potential of forest watersheds (Risques d'érosion dans les bassins hydrographiques forestiers). Pp. 599-611. Dans: Sopper, W.E. et H.W. Lull (eds.) Proceedings of an International Symposium on Forest Hydrology, 1965. Pergamon Press. 813 pp.

Dyrness, C.T. 1967b. Soil surface conditions following skyline logging (Etat de la surface du sol après le débardage par câble-grue). U.S.D.A. For. Serv. Res. Note PNW-55. 8 pp.

Dyrness, C.T. 1970. Stabilization of newly constructed road backslopes by mulch and grass-legume treatments (Stabilisation de chemins venant d'être construits au moyen de paillis et d'herbes et de légumineuses). U.S.D.A. For. Serv. Res. Note PNW-123. 5 pp.

Elser, A.A. 1968. Fish populations of a trout stream in relation to major habitat zones and channel alterations (Populations d'une petite rivière à truites en fonction des grandes zones d'habitat et de la transformation du lit). Trans. Am. Fish. Soc. 97(4) : 389-397.

Elson, P.F. 1974. Impact of recent economic growth and industrial development on the ecology of Northwest Miramichi Atlantic Salmon (Salmo salar) (Incidence de la croissance économique et du développement industriel récents sur l'écologie du saumon atlantique de la Miramichi du nord-ouest). J. Off. rech. pêcheries Can. 31(5) : 521-544.

Elson, P.F., J.W. Saunders et V. Zitko. 1972. Impact of forest-based industries on freshwater-dependent fish resources in New Brunswick (Incidence des entreprises forestières sur les ressources halieutiques du N.-B. qui sont tributaires de l'eau douce). Off. rech. pêcheries Can. Rap. tech. 325. 26 pp.

Englert, J., J.W.A. Grant et B.F. Bietz. 1982. Impact of logging and associated practices on salmonid standing crop in the Maritimes (Incidence de l'exploitation forestière et des méthodes d'exploitation sur la biomasse de salmonidés des Maritimes). Env. Can., Serv. protec. environnement, Surveillance Rept. EPS-5-AR-82-4. 43 pp. App.

Eschner, A.R. et J. Larmoyeux. 1963. Logging and trout: four experimental forest practices and their effect on water quality (L'exploitation forestière et la truite: quatre méthodes d'exploitation expérimentales et leur incidence sur la qualité de l'eau). Prog. Fish-Cult. 25(2) : 59-67.

Everest, F.H. et R.D. Harr. 1982. Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in western North America - Silvicultural treatments (Influence de l'aménagement des forêts et des prairies sur l'habitat des poissons anadromes dans l'ouest de l'Amérique du Nord - Traitements sylvicoles). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-134. 19 pp.

Ewel, K.C. 1979. Riparian ecosystems: conservation of their unique characteristics (Les écosystèmes riverains: la conservation de leurs caractéristiques uniques). Pp. 56-62. Dans: Johnson, R.R. et J.F. McCormick. Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems : Proc. of the Symp., Georgia, 1978. 410 pp. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-12.

Falk, J. 1979. Harvesting systems for silvicultural control of spruce budworm (Systèmes de récolte pour la lutte sylvicole contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette). Life Sci. and Agri. Exp. Sta., Univ. of Maine at Orono, Misc. Rept. No. 221. 59 pp.

Federer, C.A. 1968. Radiation and snowmelt on a clearcut watershed (Rayonnement et fonte des neiges dans un bassin hydrographique où une coupe à blanc a été faite). East Snow Conf. Proc. 25 : 28-42.

Fisher, S.G. et G.E. Likens. 1972. Stream ecosystem: organic energy budget (Ecosystème des cours d'eau: budget relatif à l'énergie organique). BioScience 22(1) : 33-35.

Fisher, S.G. et G.E. Likens. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism (Courant énergétique dans le Bear Brook, au New Hampshire: étude intégrée du métabolisme de l'écosystème du cours d'eau). Ecol. Mono. 43(4) : 421-439.

Folkema, M.P. 1977. Evaluation of Farmi JL30 logging winch (Evaluation du treuil de débardage Farmi JL30). Inst. can. rech. génie forest. Rap. tech. No. TR-12. 18 pp.

Fraley, J.J. 1979. Effects of elevated stream temperatures below a shallow reservoir on a cold water macroinvertebrate fauna (Influence de températures élevées d'un cours d'eau sous un réservoir peu profond sur une faune de macroinvertébrés d'eau froide). Pp. 257-272. Dans: Ward, J.V. et J.A. Stanford (eds.) The ecology of regulated streams. Proc., First Inter. Symp. on Regulated Streams, 1979. Plenum Press, New York. 398 pp.

Fredriksen, R.L. 1970. Erosion and sedimentation following road construction and timber harvest on unstable soils in three small western Oregon watersheds (Érosion et sédimentation à la suite de la construction de chemins et de la récolte du bois sur des sols instables de trois petits bassins hydrographiques de l'ouest de l'Oregon). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PNW-104. 15 pp.

Fredricksen, R.L. 1971. Comparative chemical water quality - natural and disturbed streams following logging and slash burning (Etude comparative de la qualité de l'eau des cours d'eau naturels et des cours d'eau perturbés après l'abattage et le brûlage de rémanents). P. 125-137. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment: Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis, 252 pp.

Froehlich, H.A. 1978. Soil compaction from low ground-pressure, torsion-suspension logging vehicules on three forest soils (Compactage du sol causé par des véhicules forestiers à faible pression au sol et à suspension à bar de torsion sur trois sortes de sols forestiers). For. Res. Lab., Oregon State Univ., Corvallis. Res. Pap. 36. 13 pp.

Froehlich, H.A. 1979. Soil compaction from logging equipment: effects on growth of young ponderosa pine (Compactage du sol causé par le matériel forestier: répercussions sur la croissance des jeunes pins à bois lourd). J. Soil Water Conserv. 34(6) : 276-278.

Froehlich, H.A., D.E. Aulerich et R. Curtis. 1981. Designing skid trail systems to reduce soil impacts from tractive logging machines (Conception des réseaux de sentiers de débusquage de façon à réduire l'influence des machines forestières à traction). For. Res. Lab., Oregon State Univ., Corvallis. Res. Pap. 44. 13 pp.

Fry, F.E.J., J.S. Hart et E.F. Walker. 1946. Lethal temperature relations for a sample of young speckled trout, Salvelinus fontinalis (Incidences de température mortelles sur un échantillon de jeunes truites mouchetées). Univ. Toronto Stud. Biol. Ser. 54. Pub. Ont. Fish. Lab. 66. Pp 1-35. Cité dans: Baldwin, N.S. 1956. Food consumption and growth of brook trout at different temperatures. Trans. Am. Fish. Soc. 86 : 323-328.

Garrison, G.A. et R.S. Rummell. 1951. First-year effects of logging on ponderosa pine forest range lands of Oregon and Washington (Incidence de l'exploitation forestière sur des peuplements de pin à bois lourd dans l'Oregon et dans l'état de Washington pendant la première année). J. For. 49(10) : 708-713.

Gary, H.L. 1974. Snow accumulation and snowmelt as influenced by a small clearing in a lodgepole pine forest (Influence d'une petite clairière dans une forêt de pins de Murray sur l'accumulation et la fonte de la neige) - Water Resour. Res. 10(2) : 348-353.

Gary, H.L. 1975. Airflow patterns and snow accumulation in a forest clearing (Circulation de l'air et accumulation de la neige dans une clairière). West. Snow Conf. Proc. 43 : 106-113.

Gary, H.L. 1979. Duration of snow accumulation increases after harvesting in lodgepole pine in Wyoming and Colorado (Durée de l'accumulation supplémentaire de neige après la récolte de pins de Murray au Wyoming et au Colorado). U.S.D.A. For. Serv. Res. Note RM-366. 7 pp.

Gaufin, A.R. 1973. Use of aquatic invertebrates in the assessment of water quality (Utilisation des invertébrés aquatiques dans l'évaluation de la qualité de l'eau). Pp. 96-116. Dans: Cairns, J. (Jr.) et K.L. Dickson (eds.) Biological methods for the assessment of water quality: A Symp., 27th Annual Meeting, Am. Soc. for Testing and Materials. 256 pp.

Gibson, H.G. et C.J. Biller. 1975. A second look at cable logging in the Appalachians (Etude sur le débardage par câble dans les Appalaches). J. For. 73(10) : 649-653.

Gibson, R.J. 1978. The behaviour of juvenile Atlantic salmon (Salmo salar) and brook trout (Salvelinus fontinalis) with regard to temperature and to water velocity (Le comportement du jeune saumon atlantique et de la truite de ruisseau selon la température de l'eau et la vitesse du courant). Trans. Am. Fish. Soc. 107(5) : 703-712.

Gibson, R.J. et M.H.A. Keenleyside. 1966. Responses to light of young Atlantic salmon (Salmo salar) and brook trout (Salvelinus fontinalis) (Réactions à la lumière du jeune saumon atlantique et de la truite de ruisseau). J. Off. rech. pêcheries Can. 23(7) : 1007-1024.

Gilbert, J.C. 1978. Amélioration de l'habitat des salmonidés dans une zone piscicole expérimentale sur une grande échelle dans la grande rivière de Tracadie, au Nouveau-Brunswick. Min. Res. nat. du Nouveau-Brunswick, Bul. info. pêches No. 1. 23 pp.

Goodell, B.C. 1967. Watershed treatments effects on evapotranspiration (Incidence des traitements effectués dans les bassins hydrographiques sur l'évapotranspiration). Pp. 477-482. Dans: Sopper, W.E. et H.W. Lull (eds.) Proceedings of an International Symposium on Forest Hydrology, 1965. Pergamon Press, New York. 813 pp.

Gordon, R. et D. Martens. 1969. Sockeye eggs killed by bark on spawning gravel (Oeufs de Sockeye tués par les écorces se trouvant sur le gravier des frayères). West. Fish. 78(6) : 41-43. Cité dans: Burns, J.W. 1972. Some effects of logging and associated road construction on northern California streams. Trans. Am. Fish. Soc. 101(1) : 1-17.

Gosz, J.R., G.E. Likens et F.H. Bormann. 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire (Substances nutritives provenant des feuilles et des branches mortes en décomposition dans la forêt Hubbard Brook, au New Hampshire). Ecol. Mono. 43(2) : 173-191.

Gray, J.R.A. et J.M. Edington. 1969. Effect of woodland clearance on stream temperature (Incidence de la suppression des boisés sur la température de l'eau des cours d'eau). J. Off. rech. pêcheries Can. 26(2) : 399-403.

Hall, J.D. et C.O. Baker 1982. Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in western North America - Rehabilitating and enhancing stream habitat: 1. Review and evaluation (Influence de l'aménagement de la forêt et des prairies sur l'habitat des poissons anadromes dans l'ouest de l'Amérique du Nord - Restauration et amélioration de l'habitat dans les cours d'eau). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-138. 29 pp.

Hall, J.D. et R.L. Lantz. 1969. Effects of logging on the habitat of coho salmon and cutthroat trout in coastal streams (Incidence de l'exploitation forestière sur l'habitat des saumons coho et des truites fardées dans les cours d'eau côtiers). Pp 355-375. Dans: Northcote, T.G. (ed.) Symposium on salmon and trout in streams. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, Univ. of British Columbia, 1968. 388 pp.

Hansen, E.A. 1971. Sediment in a Michigan trout stream; Its source, movement and some effects on fish habitat (Sédiments dans une petite rivière à truites: leur provenance, leurs mouvements et certaines répercussions sur l'habitat des poissons). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. NC-59. 14 pp.

Hansmann, E.W. et H.K. Phinney. 1973. Effects of logging on periphyton in coastal streams of Oregon (Incidence de l'exploitation forestière sur le periphyton dans les cours d'eau côtiers de l'Oregon). Ecology 54(1) : 194-199.

Hanson, W.R. 1973. Forest utilization and its environmental effects in Alberta (Utilisation de la forêt et son incidence environnementale en Alberta). Public hearings on the environmental effects of forestry operations in Alberta. Info. Bull. No. 6. 66 pp.

Hargrave, B.T. 1972. Aerobic decomposition of sediment and detritus as a function of particle surface area and organic content (Décomposition aérobique des sédiments et des détritus). Limnol. Oceanogr. 17(4) : 583-596.

Harr, R.D. 1976. Forest practices and streamflow in western Oregon (Méthodes d'exploitation forestière et débit des cours d'eau dans l'ouest de l'Oregon). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-49. 18 pp.

Harr, R.D. 1980. Streamflow after patch logging in small drainages within the Bull Run Municipal Watershed, Oregon (Débit après l'exploitation par blocs de petits réseaux de drainage dans le bassin hydrographique municipal de Bull Run, Oregon). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PNW-268. 16 pp.

Harr, R.D., A. Levno et R. Mersereau. 1982. Streamflow changes after logging 130-year-old Douglas fir in two small watersheds (Débit des cours d'eau après l'exploitation de sapins Douglas de 130 ans dans deux petits bassins hydrographiques). Water Resour. Res. 18(3) : 637-644.

Harr, R.D. et F.M. McCorison. 1979. Initial effects of clearcut logging on size and timing of peak flows in a small watershed in western Oregon (Premiers effets de coupes à blanc sur l'importance des débits de pointe et le moment où ils surviennent dans un petit bassin hydrographique de l'ouest de l'Oregon). Water Resour. Res. 15(1) : 90-94.

Harr, R.D., R.L. Fredricksen et J. Rothacher. 1979. Changes in streamflow following timber harvest in southwestern Oregon (Modification du débit après la récolte du bois dans le sud-ouest de l'Oregon). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PNW-249. 22 pp.

Harr, R.D., W.C. Harper, J.T. Krygier et F.S. Hsieh. 1975. Changes in storm hydrographs after road building and clear-cutting in the Oregon Coast Range (Changements dans les hydrographes sur les tempêtes après la construction de chemins et après une coupe à blanc dans la région côtière de l'Oregon). Water Resour. Res. 11(3) : 436-444.

Harris, D.D. 1973. Hydrological changes after clearcut logging in a small Oregon coastal watershed (Changements hydrologiques après une coupe à blanc dans un petit bassin hydrographique côtier de l'Oregon). J. Res. U.S. Geol. Surv. 1(4) : 487-491.

Hartung, R.E. et J.M. Kress. 1977. Woodlands of the Northeast - Erosion and sediment control guides (Boisés du nord-est - Guide sur l'érosion et sur la lutte contre la sédimentation). U.S.D.A., Soil Conserv. Serv., N.E. Tech. Serv. Center, Pennsylvania and For. Serv., N.E. Area State and Private Forestry, Pennsylvania. 25 pp.

Hatchell, G.E., C.W. Ralston et R.R. Foil. 1970. Soil disturbances in logging. Effects on soil characteristics and growth of loblolly pine in the Atlantic Coastal Plain (Perturbations du sol dues à l'exploitation forestière. Incidence sur les caractéristiques du sol et sur la croissance du pin Loblolly de la Plaine côtière atlantique). J. For. 68(12) : 772-775.

Haupt, H.F. 1959. Road and slope characteristics affecting sediment movement from logging roads (Caractéristiques des chemins et des pentes influençant le mouvement de sédiments provenant des chemins de débardage). J. For. 57(5) : 329-332.

Haupt, H.F. 1960. Variation in areal disturbance produced by harvesting methods in ponderosa pine (Variation de la perturbation causée par les méthodes de récolte dans les pins à bois lourd). J. For. 58(8) : 634-639.

Haupt, H.F. et W.J. Kidd (Jr.) 1965. Good logging practices reduce sedimentation in central Idaho (L'utilisation de bonnes méthodes d'exploitation réduit la sédimentation dans le centre de l'Idaho). J. For. 63(9) : 664-670.

Hausle, D.A. et D.W. Coble. 1976. Influence of sand in redds on survival and emergence of brook trout (Salvelinus fontinalis) (Influence du sable des frayères sur la survie et l'émergence de la truite de ruisseau). Trans. Am. Fish Soc. 105(1) : 57-63.

Hawkes, E.G. 1979. Cable harvesting systems for small timber (Systèmes de récolte par câble pour les petits arbres). Vermont Dept. of Forests, Parks, and Recreation. 69 pp.

Hawley, V.D. et F.E. Newby. 1957. Marten home ranges and population fluctuations (Habitats des martres et fluctuations de population). J. Mammal. 38(2) : 174-184.

Healy, W.M. et J.D. Gill. 1974. Alders (Aulnes). Pp. 6-9. Dans: Gill, J.D. et W.M. Healy. Shrubs and vines for northeastern wildlife. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. NE-9. 180 pp.

Hehnke, M. et C.P. Stone. 1979. Value of riparian vegetation to avian populations along the Sacramento River System (Importance de la végétation ripicole pour les populations aviennes le long du bassin de la Sacramento). Pp. 228-235. Dans: Johnson, R.R. et J.F. McCormick. Strategies for protection and

management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems : Proc. of the Symp., Georgia, 1978. 410 pp. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-12.

Heidersdorf, E. 1978. Cable yarding small timber with the RMS Ecologger (Le débardage par câble de petits arbres au moyen du RMS Ecologger). Inst. can. rech. génie for., Note tech. No. TN-17. 4 pp.

Henderson, N.E. 1963. Influence of light and temperature on the reproductive cycle of the eastern brook trout, Salvelinus fontinalis (Mitchill) (Influence de la lumière et de la température sur le cycle de reproduction de la truite de ruisseau). J. Off. rech. pêcheries Can. 20(4) : 859-897.

Herbert, D.W.M. et J.C. Merkens. 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout (L'influence des solides minéraux en suspension sur la survie de la truite). Int. J. Air Water Pollut. 5 : 46-55.

Hermelin, J. 1979. Farm woodlot mechanization trends and innovations (La mécanisation de l'exploitation des boisés de ferme: tendances et innovations). Paper presented to Am. Soc. Agric. Eng., 1979. Pap. No. NA 79-004. 12 pp.

Hewlett, J.D. et J.D. Helvey 1970. Effects of forest clear-felling on the storm hydrograph (Influence des coupes rases sur les hydrographes relatifs aux tempêtes). Water Resour. Res. 6(3) : 768-782.

Hibbert, A.R. 1967. Forest treatment effects on water yield (Influence du traitement des forêts sur les apports d'eau). Pp. 527-543. Dans: Sopper, W.E. et H.W. Lull (eds.) Proceedings of an International Symposium on Forest Hydrology, 1965. Pergamon Press, New York. 813 pp.

Hillman, G.R. 1971. Probable hydrological effects of clearcutting large blocks in Alberta (Effets hydrologiques probables des coupes à blanc sur de vastes quadrats en Alberta). Pp. 44-74. Dans: Some implications of large-scale clearcutting in Alberta - A literature review. Serv. For. Can., min. Environ., Rap. info. NOR-X-6. 114 pp.

Hilsenhoff, W.L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams (Utilisation d'arthropodes pour évaluer la qualité de l'eau des cours d'eau). Wisconsin Dept. Nat. Res., Tech. Bull. No. 100. 15 pp.

Hoffman, B. 1982. Harvesting equipment for woodlots (Matériel de récolte pour les boisés). Pp. 39-43. Dans: Howlett, D. (ed.) The small woodland owner in Maine. Seminar, Univ. of Maine. Tech. Note No. 85. 69 pp.

Holstener-Jorgensen, H. 1967. Influences of forest management and drainage on ground-water fluctuations (Influences de l'aménagement et du drainage des forêts sur les fluctuations des eaux souterraines). Pp. 325-333. Dans: Sopper, W.E. et H.W. Lull (eds.) Proceedings of an International Symposium on Forest Hydrology, 1965. Pergamon Press, New York. 813 pp.

Holt, C.S. et T.F. Waters. 1967. Effect of light intensity on the drift of stream invertebrates (Influence de l'intensité de la lumière sur la dérive des invertébrés dans les cours d'eau). Ecology 48(2) : 225-234.

Hornbeck, J.W. 1968. Protecting water quality during and after clearcutting (La préservation de la qualité de l'eau pendant et après une coupe à blanc). J. Soil Water Conserv. 23(1) : 19-20.

Hornbeck, J.W. 1973. Storm flow from hardwood forested and cleared watersheds in New Hampshire (Débit de tempête des bassins hydrographiques boisés et zones de coupes à blanc du New Hampshire). Water Resour. Res. 9(2) : 346-354.

Hornbeck, J.W. et R.S. Pierce. 1969. Changes in snowmelt runoff following forest clearing on a New England watershed (Changements se produisant dans l'écoulement de fonte de neige après avoir fait des clairières dans un bassin hydrographique de la Nouvelle-Angleterre). East. Snow Conf. Proc. 26 : 104-112.

Hornbeck, J.W., G.E. Likens, R.S. Pierce et F.H. Bormann. 1975. Strip cutting as a means of protecting site and streamflow quality when clearcutting northern hardwoods (L'utilisation de la coupe par bande pour protéger le site et la qualité de l'eau quand on pratique des coupes à blanc dans les feuillus du Nord). Pp. 209-225. Dans: Forest soils and forest land management. Fourth N.A. Forest Soils Conf., Proc., Quebec. 675 pp.

Hornbeck, J.W., R.S. Pierce et C.A. Federer. 1970. Streamflow changes after forest clearing in New England (Changement du débit après l'aménagement de clairières en Nouvelle-Angleterre). Water Resour. Res. 6(4) : 1124-1132.

Horton, J.S. et C.J. Campbell. 1974. Management of phreatophyte and riparian vegetation for maximum multiple use values (Aménagement de la végétation phreatophyte et ripicole pour en retirer le plus d'avantages possible). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. RM-117. 23 pp.

Hoskinson, R.L. et L.D. Mech. 1976. White-tailed deer migration and its role in wolf predation (La migration des cerfs de Virginie et son rôle dans la prédation du loup). J. Wildl. Manage. 40(3) : 429-441.

Hubbard, J.P. 1977. Importance of riparian ecosystems: biotic considerations (Importance des écosystèmes riverains: considérations d'ordre biotique). Pp. 14-18. Dans: Johnson, R.R. et D.A. Jones. Importance, preservation and management of riparian habitat: a symposium. Tuscon, Arizona, 1977. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. RM-43. 217 pp.

Humar, F. 1976. Manual of forest road classification, specifications and design criteria (Manuel de classement des chemins de forêt, spécifications et critères). Min. Res. nat. du Nouveau-Brunswick. 94 pp.

Hunt, R.L. 1969. Effects of habitat alteration on production, standing crops and yield of brook trout in Lawrence Creek, Wisconsin (Influence de l'altération de l'habitat sur la production, la biomasse et le rendement de la truite de ruisseau dans le ruisseau Lawrence, au Wisconsin). Pp. 281-312. Dans: Northcote, T.G. (ed.) Symposium on salmon and trout in streams. H.R. MacMillan - Lectures in Fisheries, Univ. of British Columbia, 1968. 388 pp.

Hunt, R.L. 1971. Responses of a brook trout population to habitat development in Lawrence Creek (Réactions d'une population de truites de ruisseau au développement de l'habitat dans le ruisseau Lawrence). Wisconsin Dept. Nat. Res., Tech. Bull. No. 48. 35 pp.

Hunt, R.L. 1975. Use of terrestrial invertebrates as food by salmonids (Utilisation des invertébrés terrestres comme source d'alimentation par les salmonidés). Pp. 137-151. Dans: Hasler, A.D. (ed.) Coupling of land and water systems. Springer-Verlag, New York, 309 pp.

Hunt, R.L. 1976. A long-term evaluation of trout habitat development and its relation to improving management-related research (Evaluation à longue échéance du développement de l'habitat de la truite et son rôle dans l'amélioration des recherches relatives à l'aménagement). Trans. Am. Fish. Soc. 105(3) : 361-364.

Hunt, R.L. 1979. Removal of woody streambank vegetation to improve trout habitat (Enlèvement de la végétation des berges boisées de cours d'eau pour améliorer l'habitat de la truite). Wisconsin Dept. Nat. Res., Tech. Bull. No. 115. 36 pp.

Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters (Ecologie des eaux courantes). Univ. Toronto Press. 555 pp. Cité dans: Van Groenewoud, H. 1977. Interim recommendation for the use of buffer strips for the protection of small streams in the Maritimes. Serv. can. forêts, min. Pêches et Environ., Rap. Info. M-X-74. 18 pp.

Hynes, H.B.N., N.K. Kaushik, M.A. Lock, D.L. Lush, Z.S.J. Stockner, R.R. Wallace et D.D. Williams. 1974. Benthos and allochthonous organic matter in streams (Matière organique benthique et allochtone dans les cours d'eau). J. Off. rech. pêcheries Can. 31(5) : 545-553.

Jahn, L.R. 1979. Values of riparian habitats to natural ecosystems (Importance des habitats riverains pour les écosystèmes naturels). Pp. 157-160. Dans: Johnson, R.R. et J.F. McCormick. Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems : Proc. of the Symp., Georgia, 1978. 410 pp. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-12.

Javoid, M.Y. et J.M. Anderson. 1967. Thermal acclimation and temperature selection in Atlantic Salmon, Salmo salar and rainbow trout, S. gairdneri (Acclimatation thermique et sélection des températures chez le saumon atlantique et la truite arc-en-ciel). J. Off. rech. pêcheries Can. 24(7) : 1507-1513.

Jeffrey, W.W. 1968a. Forest harvesting and water management (Exploitation des forêts et aménagement de l'eau). For. Chron. 44(6) : 5-12.

Jeffrey, W.W. 1968b. Snow hydrology in the forest environment (Hydrologie de la neige dans le milieu forestier). Pp. 1-19. Dans: Snow hydrology. Proceedings of Workshop Seminar, Univ. of New Brunswick, 1968. 82 pp.

Jeffrey, W.W. 1968c. Watershed management problems in British Columbia: a first appraisal (Problèmes d'aménagement des bassins hydrographiques en Colombie-Britannique: première évaluation). Water Resour. Bull. 4(3) : 58-70.

Johnson, E.A. 1967. Effects of multiple use on peak flows and low flows (Effets de la foresterie à objectifs intégrés sur les débits de pointe et les faibles débits). Pp. 545-550. Dans: Sopper, W.E. et H.W. Lull (eds.) Proceedings of an International Symposium on Forest Hydrology, 1965. Pergamon Press, New York. 813 pp.

Johnson, L.W. 1979. Drainage considerations for logging roads (Le drainage des chemins forestiers). J. Logging Manage., Ref. Publ. 66 pp.

Keller, E.A. et F.J. Swanson. 1979. Effects of large organic material on channel form and fluvial processes (Effets de la matière organique sur la forme du lit et sur les processus fluviaux). Earth Surf. Processes 4 : 361-380.

Kelly, W., R. Hubbell, S. Loe et L. Shikany. 1975. Management of riparian habitats - Number 9. Coordination guidelines for Wildlife Habitats (L'aménagement des habitats riverains - Numéro 9. Guide de coordination des habitats fauniques). U.S.D.A. For. Serv. California Region. 9 pp.

Kidd, W.J. (Jr.). 1963. Soil erosion control structures on skidtrails (Structures pour empêcher l'érosion du sol sur les sentiers de débusquage). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. INT-1. 8 pp.

Kidd, W.J. (Jr.) et H.F. Haupt. 1968. Effects of seedbed treatment on grass establishment on logging roadbeds in central Idaho (Effets d'un traitement du lit de semence sur l'assiette des chemins forestiers dans le centre de l'Idaho). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. INT-53. 9 pp.

Kimmins, J.P. 1971. The ecology of roads (Ecologie des chemins). Dans: Proc. Eighth Canadian roadside Development Conf., Univ. of British Columbia.

King, W., M. Hay et J. Charbonneau. 1979. Valuation of riparian habitats (Évaluation des habitats riverains). Pp. 161-165. Dans: Johnson, R.R. et J.F. McCormick. Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems : Proc. of the Symp., Georgia, 1978. 410 pp. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-12.

Knighton, M.D. 1981. Growth response of speckled alder and willow to depth of flooding (Réaction de l'aulne commun et du peuplier à la profondeur de l'inondation sur le plan de la croissance). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. NC-198. 6 pp.

Kochenderfer, J.N. et G.W. Wendel. 1978. Skyline harvesting in Appalachia (Récolte par câble-grue dans les Appalaches). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. NE-400. 9 pp.

Kochenderfer, J.N. et G.W. Wendel. 1980. Costs and environmental impacts of harvesting timber in Appalachia with a truck-mounted crane (Coût et incidence environnementale de la récolte du bois dans les Appalaches avec une grue montée sur un camion). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. NE-456. 9 pp.

Kraft, M.E. 1972. Effects of controlled flow reduction on a trout stream (Incidence d'une réduction contrôlée du débit de l'eau dans une petite rivière à truites). J. Off. rech. pêcheries Can. 29(10) : 1405-1411.

Krag, R.K. 1980. A method to estimate risk of soil erosion to logging sites in the Kootenay area of British Columbia (Méthode d'évaluation des risques d'érosion sur les chantiers forestiers de la région de Kootenay, Colombie-Britannique). Ins. can. rech. génie for., Rap. tech. No. TR-38. 55 pp.

Kutty, M.N. et R.L. Saunders. 1973. Swimming performance of young Atlantic salmon (Salmo salar) as affected by reduced ambient oxygen concentration (Incidence d'une diminution de la concentration d'oxygène ambient sur la capacité de natation du jeune saumon atlantique). J. Off. rech. pêcheries Can. 30(2) : 223-227.

Kwain, W. et H.R. MacCrimmon. 1969. Further observations on the response of rainbow trout, Salmo gairdneri, to overhead light (Nouvelles observations sur la réaction de la truite arc-en-ciel à l'éclairage vertical). J. Off. rech. pêcheries Can. 26(12) : 3233-3237.

Lantz, R.L. 1971. Influence of water temperature on fish survival, growth and behavior (Influence de la température de l'eau sur la survie, la croissance et le comportement des poissons). Pp. 182-193. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment : Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

Larse, R.W. 1971. Prevention and control of erosion and stream sedimentation from forest roads (Prévention et lutte contre l'érosion et la sédimentation des cours d'eau causée par les chemins de forêt). Pp. 76-83. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment : Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

Latta, W.C. 1969. Some factors affecting survival of young-of-the-year brook trout, Salvelinus fontinalis (Mitchill), in streams (Quelques facteurs influençant la survie des truites de ruisseau de l'année dans les cours d'eau). Pp. 229-240. Dans: Northcote, T.G. (ed.) Symposium on salmon and trout in streams. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, Univ. of British Columbia, 1968. 388 pp.

Leaf, C.F. 1970. Sediment yields from central Colorado snow zone (Apports de sédiments de la zone neigeuse du centre du Colorado). J. Hydraul. Div., Am. Soc. Civ. Eng. : 87-93.

Levno, A. et J. Rothacher. 1967. Increases in maximum stream temperatures after logging in old-growth Douglas-fir watersheds (Elévation des températures maximums de l'eau des cours d'eau après l'exploitation forestière de bassins hydrographiques où se trouvent de vieux pins Douglas). U.S.D.A. For. Serv. Res. Note PNW-65. 12 pp.

Levno, A. et J. Rothacher. 1969. Increases in maximum stream temperatures after slash burning in a small experimental watershed (Élévation des températures maximums de l'eau des cours d'eau après le brûlage des rémanents dans un petit bassin hydrographique expérimental). U.S.D.A. For. Serv. Res. Note PNW-110. 7 pp.

Lewis, S.L. 1969. Physical factors influencing fish population in pools of a trout stream (Facteurs physiques influençant les populations de poissons dans les fosses d'une petite rivière à truites). Trans. Am. Fish. Soc. 98(1) : 14-19.

Likens, G.E. et F.H. Bormann. 1975. An experimental approach in New England landscapes (Méthode expérimentale dans les paysages de la Nouvelle-Angleterre). Pp. 7-29. Dans: Hasler, A.D. (ed.) Coupling of land and water systems. Springer-Verlag, New York. 309 pp.

Likens, G.E., F.H. Bormann et N.M. Johnson. 1969. Nitrification: Importance to nutrient losses from a cutover forested ecosystem (Nitrification: Importance pour la perte de substances nutritives venant d'un écosystème boisé où l'on a abattu les arbres). Science 163 : 1205-1206.

Likens, G.E., F. H. Bormann, N.M. Johnson, D.W. Fisher et R.S. Pierce. 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem (Effets de l'abattage et du traitement aux herbicides dans l'écosystème du bassin hydrographique du Hubbard Brook). Ecol Mono. 40(1) : 23-47.

Lull, H.W. 1970. Management possibilities for water yield increases (Possibilités d'aménagement pour faire augmenter l'apport d'eau). Pp. 168-178. Dans: Proc. Joint FAO/USSR Inter. Symp. on Forest Influences and Water Management, 1970. 452 pp.

Lull, H.W. et K.G. Reinhart. 1967. Increasing water yield in the Northeast by management of forested watersheds (Augmentation de l'apport d'eau dans le Nord-Est par l'aménagement de bassins hydrographiques boisés). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. NE-66. 45 pp.

Lull, H.W. et K.G. Reinhart. 1972. Forest and floods in the eastern United States (La forêt et les inondations dans l'est des Etats-Unis). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. NE-226. 94 pp.

Lynch, J.A., E.S. Corbett et R. Hoopes. 1977. Implications of forest management practices on the aquatic environment (Conséquences des méthodes d'aménagement des forêts sur le milieu aquatique). Fisheries 2(2) : 16-22.

Lynch, J.A., W.E. Sopper et D.B. Partridge. 1972. Changes in streamflow following partial clearcutting on a forested watershed (Modification du débit des cours d'eau après une coupe à blanc partielle dans un bassin hydrographique boisé). Pp. 313-320. Dans: Nat. Symp. on Watersheds in Transition. Am. Water Resour. Assoc., Proceed. Series No. 14. 405 pp.

Mace, A.C. (Jr.). 1970. Soil compaction due to tree length and full tree skidding with rubber-tired skidders (Compactage du sol causé par le débusquage de fûts entiers et d'arbres entiers au moyen de débusqueuses à pneus de caoutchouc). Minn. For. Res. Note No. 214. 4 pp.

Mace, A.C. (Jr.). 1971. Recovery of forest soils from compaction by rubber-tired skidders (Récupération des sols forestiers compactés par des débusqueuses munies de pneus de caoutchouc). Minn. For. Res. Note No. 226. 4 pp.

Mace, A.C. (Jr.), T. Williams et J.C. Tappeiner. 1971. Effect of winter harvesting methods on soil bulk density and infiltration rates (Incidence des méthodes de récolte utilisées l'hiver sur la densité apparente du sol et sur le taux d'infiltration). Minn. For. Res. Note No. 228. 4 pp.

Mackie, R.J. 1970. Range ecology and relations of mule deer, elk, and cattle in the Missouri River Breaks, Montana (Ecologie des prairies et rapports entre le cerf mulet, le cerf Wapiti et le bétail dans les bassins de la rivière Missouri, au Montana). Wildl. Mono. No. 20. 79 pp.

Marks, P.L. et F.H. Bormann. 1972. Revegetation following forest cutting. Mechanisms for return to steady-state nutrient cycling (Restauration de la couverture végétale après l'abattage. Mécanismes de rétablissement des cycles réguliers de substances nutritives). Science 176 : 914-915.

Marlega, R.R. 1971. Streamside strips and management problems (Bandes situées en bordure des cours d'eau et problèmes d'aménagement). Pp. 228-229. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment : Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

McCrimmon, H.R. 1954. Stream studies on planted Atlantic salmon (Etudes sur des saumons atlantiques remis dans des cours d'eau). J. Off. rech. pêcheries Can. 11(4) : 362-403.

McCrimmon, H. et W.H. Kwain. 1966. Use of overhead cover by rainbow trout exposed to a series of light intensities (Utilisation du couvert aérien par des truites arc-en-ciel exposées à différentes intensités de lumière). J. Off. rech. pêcheries Can. 23(7) : 983-990.

McDowell, W.H. et S.G. Fisher. 1976. Autumnal processing of dissolved organic matter in a small woodland stream ecosystem (Transformation automnale de la matière organique dissoute dans un petit écosystème de cours d'eau traversant un boisé). Ecology 57(3) : 561-569.

McMorland, B. 1980. Skidding with small crawler-tractors (Débusquage au moyen de petits tracteurs à chenilles). Inst. can. rech. génie for., Rap. tech. No. TR-37. 89 pp.

Meehan, W.R., F.J. Swanson et J.R. Sedell. 1977. Influences of riparian vegetation on aquatic ecosystems with particular reference to salmonid fishes and their food supply (Influences de la végétation ripicole sur les écosystèmes aquatiques et surtout sur les salmonidés et leur vivre). Pp. 137-145. Dans: Johnson, R.R. et D.A. Jones. Importance, preservation and management of riparian habitat : A symposium. Tuscon, Arizona, 1977. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. RM-43. 217 pp.

Meehan, W.R., W.A. Farr, D.M. Bishop et J.H. Patric. 1969. Some effects of clearcutting on salmon habitat of two southeast Alaska streams (Quelques effets d'une coupe à blanc sur l'habitat du saumon de deux cours d'eau du sud-est de l'Alaska). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PNW-82. 45 pp.

Megahan, W.F. 1972. Logging, erosion, sedimentation - are they dirty words? (Exploitation forestière, érosion et sédimentation faut-il les éviter comme la peste?) J. For. 70(7) : 403-407.

Megahan, W.F. 1977. Reducing erosional impacts of roads (Comment réduire le rôle des chemins dans l'érosion?). Pp. 237-261. Dans: Kunkle, S.H. et J.L. Thames (eds.) Guidelines for watershed management. FAO Conservation Guide. 293 pp.

Megahan, W.F. et W.J. Kidd. 1972. Effects of logging and logging roads on erosion and sediment deposition from steep terrain (Incidence de l'exploitation forestière et des chemins forestiers sur l'érosion et le dépôt de sédiments provenant des terrains en pente abrupte). J. For. 70(3) : 136-141.

Meiman, J.R. 1968. Snow accumulation related to elevation, aspect and forest canopy (Accumulation de neige par rapport à l'élévation, l'aspect et le couvert forestier). Pp. 35-47. Dans: Snow hydrology. Proceedings of Workshop Seminar, Univ. of New Brunswick, 1968. 82 pp.

Mellgren, P.G. 1982. High flotation tires for logging machines (Pneus à large surface pour les machines forestières). Pulp. Pap. Can. 83(5) : 27-28, 31-32.

Miles, J.A., B.R. Hartsough, P. Avlani et W.J. Chancellor. 1981. A soil compaction study on the Blodgett Experimental Forest (Étude sur le compactage du sol de la forêt expérimentale de Blodgett). Pp. 72-81. Dans: Forest regeneration. The Proceedings of the Symposium on Engineering Systems for Forest Regeneration, Am. Soic. of Agric. Eng. 376 pp.

Miller, D.H. 1966. Transport of intercepted snow from trees during snow storms (Transport de la neige interceptée par les arbres pendant les tempêtes de neige). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PSW-33. 30 pp.

Miller, T.B., R.C. Heller, J.J. Ulliman et F.D. Johnson. 1976. Evaluating riparian habitats from aerial color photography (L'évaluation des habitats riverains d'après des photographies aériennes en couleur). Univ. of Idaho, Forest, Wildlife and Range Exp. Sta., Bull. No. 11. 12 pp.

Mills, D.H. 1969. The survival of juvenile Atlantic salmon and brown trout in some Scottish streams (La survie du jeune saumon atlantique et de la truite brune dans certains cours d'eau écossais). Pp. 217-228. Dans: Northcote, T.G. (ed.) Symposium on salmon and trout in streams. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, Univ. of British Columbia, 1968. 388 pp.

Minshall, G.W. 1967. Role of allochtonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community (Rôle des détritus allochtones dans la structure trophique d'un ruisseau traversant un boisé). Ecology 48(1) : 139-149.

Minshall, G.W. 1978. Autotrophy in stream ecosystems (Autotrophie dans les écosystèmes des cours d'eau). BioScience 28(12) : 767-771.

Moehring, D.M. et I.W. Rawls. 1970. Detrimental effects of wet weather logging (Effets néfastes de l'exploitation forestière par temps humide). J. For. 68(3) : 166-167.

Moen, A.N. 1968. Surface temperatures and radiant heat loss from white-tailed deer (Températures de surface et perte de chaleur radiante du cerf de Virginie). J. Wildl. Manage. 32(2) : 338-344.

Moen, A.N. 1973. Wildlife ecology: an analytical approach (Écologie de la faune: étude analytique). W.H. Freeman and Company, San Francisco. 458 pp.

Moen, A.N. 1981. The biology and management of wild ruminants; Part Three - The physiology and metabolism of wild ruminants (La biologie et l'aménagement des ruminants sauvages: Partie trois - La physiologie et le métabolisme des ruminants sauvages). Cornerbrook Press, Lansing, N.Y.

Moore, G.C. et A.H. Boer. 1977. Forestry practices and deer habitat management (Méthodes d'exploitation forestière et aménagement de l'habitat du cerf de Virginie). Min. des Res. Nat. du Nouveau-Brunswick, Dir. pêche sport. et chasse, Deer Manage. Rept. No. 4. 52 pp.

Murphy, M.L. et J.D. Hall. 1981. Varied effects of clearcut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon (Les effets différents des coupes à blanc sur les prédateurs et leur habitat dans les petits cours d'eau des montagnes Cascades, en Oregon). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38(2) : 137-145.

Murphy, M.L., C.P. Hawkins et N.H. Anderson. 1981. Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities (Effets de la modification du couvert et des sédiments accumulés sur les communautés des cours d'eau). Trans. Am. Fish. Soc. 110(4) : 469-478.

Myers, C.A. et M.J. Morris, 1975. Watershed management practices and habitat values in coniferous forests (Méthodes d'aménagement des bassins hydrographiques et de l'habitat dans les forêts de conifères). Pp. 288-294. Dans: Smith, D.R. (ed.) Proceedings of the symposium on management of forest and range habitats for nongame birds. Tuscon, Arizona. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-1. 343 pp.

Narver, D.W. 1971. Effects of logging debris on fish production (Influence de débris d'abattage sur la production de poissons). Pp. 100-111. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment : Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

Narver, D.W. 1973. Are hatcheries and spawning channels alternatives to stream protection? (Les établissements de pisciculture et les frayères artificielles peuvent-ils remplacer la protection des cours d'eau?) Off. rech. pêcheries Can., Circulaire No. 93. 11 pp.

Nash, R. 1977. River recreation: history and future (La rivière et les loisirs: historique et avenir). Pp. 2-7. Dans: Proceedings : river recreation management and research symposium. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. NC-28. 455 pp.

Nelson, D.J. et D.C. Scott. 1962. Role of detritus in the productivity of a rock-outcrop community in a Piemont stream (Rôle des détritus dans la productivité de terrains rocailleux d'un cours d'eau de Piemont). Limnol. Oceanogr. 7(3) : 396-413.

Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. 1981. Guide environnemental pour l'aménagement forestier sur les terres de la Couronne du Nouveau-Brunswick. 13 pp.

Newbold, J.D., D.C. Erman et K.B. Roby. 1980. Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips (Incidence de l'exploitation forestière sur les macroinvertébrés se trouvant dans les cours d'eau avec ou sans bande tampon). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(7) : 1076-1085.

O'Connor, J.F. et G. Power. 1976. Production by brook trout (Salvelinus fontinalis) in four streams in the Matamek watershed, Quebec (Production de la truite de ruisseau dans quatre cours d'eau du bassin hydrographique Matamek, au Québec). J. Off. rech. pêcheries Can. 33(1) : 6-18.

Odum, E.P. 1979. Ecological importance of the riparian zone (Importance écologique de la zone riveraine). Pp. 2-4. Dans: Johnson, R.R. et J.F. McCormick. Strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems : Proc. of the Symp., Georgia, 1978. 410 pp. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. WO-12.

O'Loughlin, C.L. 1974. A study of tree root strength deterioration following clearfelling (Etude de la détérioration de la force de l'affaiblissement des racines des arbres après une coupe rase). Can. J. For. Res. 4(1) : 107-113.

Ozoga, J.J. et L.W. Gysel. 1972. Response of white-tailed deer to winter weather (Réaction du cerf de Virginie à l'hiver). J. Wildl. Manage. 36(3) : 892-896.

Packer, P.E. 1967a. Forest treatment effects on water quality (Incidence des traitements forestiers sur la qualité de l'eau). Pp. 687-699. Dans: Sopper, W.E. et H.W. Lull (eds.) Proceedings of an International Symposium on Forest Hydrology, 1965. Pergamon Press, New York. 813 pp.

Packer, P.E. 1967b. Criteria for designing and locating logging roads to control sediment (Critères pour la conception et le choix de l'emplacement des chemins forestiers afin d'empêcher la sédimentation). For. Sci. 13(1) : 2-18.

Paloheimo, J.E. et L.M. Dickie. 1966. Food and growth of fishes. II Effects of food and temperature on the relation between metabolism and body weight (Les aliments et la croissance des poissons: II Incidence de l'alimentation et de la température sur la relation entre le métabolisme et le poids du corps). J. Off. rech. pêcheries Can. 23(6) : 869-908.

Parker, E.G. 1976. Cable logging systems (Systèmes de débardage par câble). Northern Logger and Timber Processor 24(12) : 14-15, 34, 36.

Patric, J.H. 1976. Soil erosion in eastern forests (Erosion du sol dans les forêts de l'Est). J. For. 74(10) : 671-677.

Patric, J.H. 1977. Soil erosion and its control in eastern woodlands (Érosion du sol et lutte contre l'érosion dans les boisés de l'Est). Northern Logger and Timber Processor 25(11) : 4-5, 22-23, 31, 51.

Patric, J.H. 1980. Effects of wood products harvest on forest soil and water relations (Incidence de la récolte des produits forestiers sur les rapports entre le sol forestier et l'eau). J. Environ. Qual. 9(1) : 73-80.

Patric, J.H. et J.L. Gorman. 1978. Soil disturbance caused by skyline cable logging on steep slopes in West Virginia (Perturbation du sol causée par le débardage par câble sur des pentes abruptes dans l'ouest de la Virginie). J. Soil Water Conserv. 33(1) : 32-35.

Patric, J.H. et K.G. Reinhart. 1971. Hydrologic effects of deforesting two mountain watersheds in West Virginia (Incidence hydrologique du déboisement de deux bassins hydrographiques montagneux de l'ouest de la Virginie). Water Resour. Res. 7(5) : 1182-1188.

Patric, J.H. et W.E. Kidd. 1981. Erosion caused by low-cost roads in the eastern forest (Érosion causée par des chemins peu coûteux dans la forêt de l'Est). Pp. 22-28. Dans: Forest regeneration. The Proceedings of the Symposium on Engineering Systems for Forest Regeneration, Am. Soc. of Agric. Eng. 376 pp.

Patrick, R. 1973. Use of algae, especially diatoms, in the assessment of water quality (Utilisation des algues, surtout des diatomées, dans l'évaluation de la qualité de l'eau). Pp. 76-95. Dans: Cairns, J. (Jr.) et K.L. Dickson (eds.) Biological methods for the assessment of water quality : A Symp., 27th. Annual Meeting, Am. Soc. for Testing and Materials. 256 pp.

Peters, J.C. 1967. Effects on a trout stream of sediment from agricultural practices (Incidence des sédiments venant des méthodes agricoles sur une petite rivière à truites). J. Wildl. Manage. 31(4) : 805-812.

Peterson, J.O., J.P. Wall, T.L. Wirth et S.M. Born. 1973. Eutrophication control: Nutrient inactivation by chemical precipitation at Horseshoe Lake, Wisconsin (Contrôle de l'eutrophisation: Inactivation des substances nutritives par précipitation chimique au lac Horseshoe, dans le Wisconsin). Wisconsin Dept. Nat. Res., Tech. Bull. No. 62. 19 pp.

Phillips, R.W. 1971. Effects of sediment on the gravel environment and fish production (Effets des sédiments sur le milieu de graviers et sur la production de poissons). Pp. 64-74. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment : Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

Phinney, D.E. 1975. Repopulation of an eradicated stream section by brook trout (Repeuplement d'un tronçon de cours d'eau détruit par la truite de ruisseau). Trans. Am. Fish. Soc. 104(4) : 685-687.

Raghavan, G.S.V., E. McKyes et F. Taylor. 1981. Soil compaction effects on soil productivity (Effets du compactage du sol sur sa productivité). Pp. 90-97. Dans: Forest regeneration. The Proceedings of the Symposium on Engineering Systems for Forest Regeneration, Am. Soc. of Agric. Eng. 376 pp.

Reeves, G.H. et T.D. Roelofs. 1982. Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in western North America - Rehabilitating and enhancing stream habitat: 2. Field applications. (Influence de l'aménagement des forêts et des prairies sur l'habitat des poissons anadromes dans l'Ouest de l'Amérique du Nord - Restauration et amélioration de l'habitat des cours d'eau: 2. Applications sur place). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-140. 38 pp.

Reinhart, K.G. 1964. Effect of a commercial clearcutting in West Virginia on overland flow and storm runoff (Effet d'une coupe à blanc commerciale dans l'ouest de la Virginie sur le ruissellement de surface et de tempête). J. For. 62(3) : 167-171.

Reinhart, K.G. et A.R. Eschner. 1962. Effect on streamflow of four different forest practices in the Allegheny Mountains (Incidence de quatre méthodes d'exploitation forestière différentes sur le débit des cours d'eau dans les montagnes Allegheny). J. Geophys. Res. 67(6) : 2433-2445.

Reinhart, K.G., A.R. Eschner et G.R. Trimble (Jr.) 1963. Effects on streamflow of four forest practices in the mountains of West Virginia (Incidence de quatre méthodes d'exploitation forestière sur le débit des cours d'eau dans les montagnes de l'ouest de la Virginie). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. NE-1. 79 pp.

Reiser, D.W. et T.C. Bjornn. 1979. Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in the western United States and Canada - Habitat requirements of anadromous salmonids (Influence de l'aménagement des forêts et des prairies sur l'habitat des poissons anadromes dans l'ouest des Etats-Unis et au Canada -- Exigences des salmonidés anadromes sur le plan de l'habitat). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-96. 54 pp.

Rice, R.M. 1977. Forest management to minimize landslide risk (Aménagement des forêts dans le but de réduire le plus possible les risques de glissements de terrain). Pp. 271-287. Dans: Kunkle, S.H. et J.L. Thames (eds.) Guidelines for watershed management. FAO Conservation Guide. 293 pp.

Rice, R.M. et J.R. Wallis. 1962. How a logging operation can affect streamflow (Comment une exploitation forestière peut influencer le débit d'un cours d'eau). For. Ind. 89(11) : 38-40.

Rice, R.M., F.B. Tilley et P.A. Datzman. 1979. A watershed's response to logging and roads: south fork of Caspar Creek, California, 1967-1976 (Réaction du bassin hydrographique à l'exploitation forestière et à la construction de chemins: fourche sud du ruisseau Caspar, Californie, 1967-1976). U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PSW-146. 12 pp.

Rice, R.M., J.S. Rothacher et W.F. Megahan. 1972. Erosional consequences of timber harvesting: an appraisal (Conséquences de la récolte du bois sur le plan de l'érosion: évaluation). Pp. 321-329. Dans: Nat. Symp. on Watersheds in Transition. Am. Water. Resour. Assoc., Proceed. Series No. 14. 405 pp.

Rigler, F.H. 1964. The phosphorus fractions and the turnover time of inorganic phosphorus in different types of lakes (Fractions phosphoreuses et temps de rotation des phosphores inorganiques dans différentes sortes de lacs). Limnol. Oceanogr. 9(4) : 511-518.

Ringler, N.H. et J.D. Hall. 1975. Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds (Incidence de l'exploitation forestière sur la température de l'eau et l'oxygène dissous dans les frayères). Trans. Am. Fish. Soc. 104(1) : 111-121.

Ritchie, J.C. 1972. Sediment, fish and fish habitat (Les sédiments, les poissons et l'habitat des poissons). J. Soil Water Conserv. 27(3) : 124-125.

Rothacher, J. 1970a. Increases in water yield following clear-cut logging in the Pacific Northwest (Augmentation de l'apport d'eau après une coupe à blanc dans le nord-ouest de la région du Pacifique). Water Resour. 6(2) : 653-658.

Rothacher, J. 1970b. Managing forest land for water quality (Aménagement des terrains forestiers pour préserver la qualité de l'eau). Pp. 232- 244. Dans: Proc. Joint FAO/USSR Inter. Symp. on Forest Influences and Water Management, 1970. 452 pp.

Rothacher, J. 1973. Does harvest in west slope Douglas-fir increase peak flows in small forest streams? (La récolte du sapin Douglas sur la pente ouest fait-elle augmenter le débit de pointe des petits cours d'eau de forêt?) U.S.D.A. For. Serv. Res. Pap. PNW-163. 13 pp.

Rothwell, R.L. 1971. Watershed management guidelines for logging road construction (Guide d'aménagement des bassins hydrographiques pour l'exploitation forestière et la construction de chemins). Serv. Can. For., min. Pêches et Forêts, Rap. Info. A-X-42. 78 pp.

Rothwell, R.L. 1978. Watershed management guidelines for logging and road construction in Alberta (Aménagement des bassins hydrographiques: guide d'exploitation forestière et de construction de chemins en Alberta). Pêches et Environ. Can., Serv. For., Rap. Info. NOR-X-208. 43 pp.

Rowe, L.W. 1974. Habitat protection: Recommended guidelines for construction and forestry (Protection de l'habitat: guide pour la construction et l'exploitation forestière). Environ. Can., Serv. Pêches et Mar., Rap. Info. Ser. No. NEW/N-74-1.

Rowe, P.B. 1963. Streamflow increases after removing woodland-riparian vegetation from a southern California watershed (Augmentations du débit après l'enlèvement de la végétation du boisé et de la zone riveraine dans un bassin hydrographique du sud de la Californie). J. For. 61(5) : 365-370.

Ruth, R.H. 1967. Silvicultural effects of skyline crane and high-lead yarding (Effets sylvicoles du débardage par câble-grue et par téléphérage relevé). J. For. 65(4) : 251-255.

Ryans, M. 1980. Evaluation of the Agri-Winch: a farm tractor-mounted logging winch (Evaluation de l'Agri-Winch: treuil de débusquage monté sur un tracteur agricole). Inst. can. rech. génie for., Rap. tech. No. TR-41. 18 pp.

Sadler, R.R. 1970. Buffer strips - A possible application of decision theory (Bandes tampons - Application éventuelle de la théorie des décisions). U.S. Dept. Int., Bur. Land Manage., Tech. Note. 11 pp.

Sauder, B.J. 1978. Comparison of shotgun with highlead yarding (Comparaison entre le débardage par câble et le débardage par téléphérage relevé). Inst. can. rech. génie for., Note tech. No. TN-18. 27 pp.

Sauder, B.J. et M.M. Nagy. 1977. Coast logging: highlead versus long-reach alternatives (L'exploitation forestière dans les régions côtières: Comparaison entre le débardage par téléphérage relevé et d'autres systèmes de débardage). Inst. can. rech. génie for., Rap. tech. No. TR-19. 51 pp.

Sauder, E.A. 1980. An evaluation of grapple-crane yarding in coastal B.C. (Evaluation du débardage au moyen de câbles-grues à grappins dans la région côtière de la C.B.). Inst. can. rech. génie. for., Note tech. No. TN-36. 35 pp.

Sauder, E.A. 1981. Grapple yarding with a steel tower (Débardage par câble-grue à grappin avec une tour en acier). Inst. can. rech. génie. for., Note tech. No. TN-53. 36 pp.

Sauder, E.A. 1982. An evaluation of highlead and slackline yarding with a Madill 046 yarder (Evaluation du débardage par téléphérage relevé et par câble-grue à tension variable au moyen de la débardeuse Madill 046). Inst. can. rech. génie for., Note tech. No. TN-56. 32 pp.

Saunders, J.W. et M.W. Smith. 1962. Physical alteration of stream habitat to improve trout production (Altération physique de l'habitat d'un cours d'eau pour améliorer la production de truites). Trans. Am. Fish. Soc. 91(2) : 185-188.

Saunders, J.W. et M.W. Smith. 1965. Changes in a stream population of trout associated with increased silt (Changements observés dans la population de truites d'un cours d'eau à la suite d'une augmentation de la quantité de vase). J. Off. rech. pêcheries Can. 22(2) : 395-404.

Sharpe, W.E. 1975. Timber management influences on aquatic ecosystems and recommendations for future research (Influence de l'aménagement des boisés sur les écosystèmes aquatiques et recommandations pour les futures recherches). Water Resour. Bull. 11(3) : 546-550.

Shelton, J.M. et R.D. Pollock. 1966. Siltation and egg survival in incubation channels (Envasement et survie des oeufs dans les canaux d'incubation). Trans. Am. Fish. Soc. 95(2) : 183-187.

Sheridan, W.L. 1962. Waterflow through a salmon spawning riffle in Southeastern Alaska (Écoulement de l'eau dans une frayère à saumons du sud-est de l'Alaska). U.S. Fish and Wildl. Serv., Spec. Sci. Rept. - Fish. No. 407. 20 pp. Cité dans: Narver, D.W. 1971. Effects of logging debris on fish production. Pp. 100-111. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment : Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

Sheridan, W.L. et W.J. McNeil. 1968. Some effects of logging on two salmon streams in Alaska (Quelques effets de l'exploitation forestière sur deux rivières à saumons de l'Alaska). J. For. 66(2) : 128-133.

Sheridan, W.L., S.T. Olson et T.C. Hoffman. 1967. Monitoring certain land use effects on salmon spawning environment (Surveillance de certaines répercussions de l'utilisation des terres sur des frayères à saumon). Proc. Soc. Am. For., 1966 : 49-52.

Shumway, D.L., C.E. Warren et P. Doudoroff. 1964. Influence of oxygen concentration and water movement on the growth of steelhead trout and coho salmon embryos (Influence de la concentration d'oxygène et du mouvement de l'eau sur la croissance des embryons de truite arc-en-ciel et de saumon coho). Trans. Am. Fish. Soc. 93(4) : 342-356.

Sidhu, S.S. et A.B. Case. 1977. A bibliography on the environmental impact of forest resource roads: A list (Bibliographie sur l'incidence environnementale des chemins forestiers). Pêches et Environ. Can., Serv. For., Rap. Info. N-X-149. 28 pp.

Sidle, R.C. et D.M. Drlica. 1981. Soil compaction from logging with a low-ground pressure skidder in the Oregon coast ranges (Compactage du sol causé par le débardage au moyen d'une débusqueuse à faible pression au sol dans la région côtière de l'Oregon). Soil Sci. So. Am. J. 45(6) : 1219-1224.

Silver, J., C.E. Warren et P. Doudoroff. 1963. Dissolved oxygen requirements of developing steelhead trout and chinook salmon embryos at different water velocities (Besoins en oxygène dissous des embryons de truite arc-en-ciel et de saumon chinook à différentes vitesses du courant). Trans. Am. Fish. Soc. 92(4) : 327-343.

Smith, C. 1978. Skyline cable logging in the Fernow Experimental Forest (Débardage par câble-grue dans la forêt expérimentale de Fernow). Northern Logger and Timber Processor 27(5) : 20-21, 32.

Smith, M.W. 1969. Changes in environment and biota of a natural lake after fertilization (Evolution du milieu et de la biote d'un lac naturel après l'épandage d'engrais). J. Off. rech. pêcheries Can. 26(12) : 3101-3132.

Smith, R.B. et E.F. Wass. 1976. Soil disturbance, vegetative cover and regeneration on clearcuts in the Nelson Forest District, British Columbia (Perturbation du sol, couvert de végétation et régénération dans des coupes à blanc du district forestier de Nelson, en Colombie-Britannique.) Pêches et Environ. Can., Serv. For., BC-X-151. 37 pp.

Sopper, W.E. et H.W. Lull. 1965. Streamflow characteristics of physiographic units in the Northeast (Caractéristiques du débit d'unités physiographiques du Nord-Est). Water Resour. Res. 1(1) : 115-124.

Sparrowe, R.D. et P.F. Springer. 1970. Seasonal activity patterns of white-tailed deer in eastern South Dakota (Activité saisonnière du cerf de Virginie dans l'est du Dakota du sud). J. Wildl. Manage. 34(2) : 420-431.

Stanton, C.R. 1966. Preliminary investigations of snow accumulation and melting in forested and cut-over areas of the Crowsnest Forest (Enquête préliminaire sur l'accumulation de neige et la fonte de neige dans des zones où l'on a fait des coupes à blanc de la forêt du Nid-de-Corbeau). West. Snow. Conf. Proc. 34 : 7-12.

Stevens, L.E., B.T. Brown et J.M. Simpson. 1977. The importance of riparian habitat to migrating birds (L'importance de l'habitat riverain pour les oiseaux migrateurs). Pp. 156-164. Dans: Johnson, R.R. et D.A. Jones. Importance, preservation and management of riparian habitat : A symposium. Tuscon, Arizona, 1977. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. RM-43. 217 pp.

Streeby, L. 1971. Buffer strips - some considerations in the decision to leave (Certaines considérations sur la décision de laisser des bandes tampons). Pp. 194-198. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment: Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

Striffler, W.D. 1965. Suspended sediment concentrations in a Michigan trout stream as related to watershed characteristics (Concentrations de sédiments en suspension dans une petite rivière à truites du Michigan en fonction des caractéristiques du bassin hydrographique). U.S.D.A. Misc. Publ. 970 : 144-150.

Studier, D.D. et V.W. Binkley. 1974. Cable logging systems (Systèmes de débardage par câble). U.S.D.A. For. Serv., Div. of Timber Manage. 204 pp.

Swank, W.T. et N.H. Miner. 1968. Conversion of hardwood covered watersheds to white pine reduces water yield (La transformation d'un bassin hydrographique de feuillus en forêt de pins blancs fait diminuer l'apport d'eau). Water. Resour. Res. 4(5) : 947-954.

Swanson, F.J. et G.W. Lienkaemper. 1978. Physical consequences of large organic debris in Pacific Northwest streams (Conséquences physiques des gros débris organiques dans les cours d'eau du nord-ouest de la région du Pacifique). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-69. 12 pp.

Swanson, F.J., G.W. Lienkaemper et J.R. Sedell. 1976. History, physical effects, and management implications of large organic debris in western Oregon streams (Historique, effets physiques et incidence sur l'aménagement de gros débris organiques dans les cours d'eau de l'ouest de l'Oregon). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-56. 15 pp.

Swanson, F.J., R.J. Janda, T. Dunne et D.N. Swanston. 1982a. Workshop on sediment budgets and routing in forested drainage basins : proceedings (Séminaire sur les budgets pour les sédiments et le tracé des chemins dans les bassins de drainage boisés). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-141. 165 pp.

Swanson, F.J., S.V. Gregory, J.R. Sedell et A.G. Campbell. 1982b. Land-water interactions: the riparian zone (Interactions entre la terre et l'eau: la zone riveraine). Pp. 267-291. Dans: Edmonds, R.L. (ed.) Analysis of coniferous forest ecosystems in the western United States. U.S./I.B.P. Synthesis Series 14. Stroudsburg, PA.

Swanson, R.H. et G.R. Hillman. 1977. Predicted increased water yield after clear-cutting verified in west-central Alberta (Augmentation prévue de l'apport d'eau après une coupe à blanc vérifiée dans l'ouest du centre de l'Alberta). Pêches et Environ. Can., Serv. For., Rap. Info. NOR-X-198. 40 pp.

Swanston, D.N. 1974. Slope stability problems associated with timber harvesting in mountainous regions of the western United States (Problèmes de stabilité des pentes provenant de la récolte du bois dans les régions montagneuses de l'ouest des États-Unis). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-21. 14 pp.

Swift, L.W. (Jr.) et J.B. Messer. 1971. Forest cuttings raise temperatures of small streams in the southern Appalachians (L'abattage d'arbres fait augmenter la température de l'eau des petits cours d'eau dans le sud des Appalaches). J. Soil Water Conserv. 26(3) : 111-116.

Swift, L.W. (Jr.) et S.E. Baker. 1973. Lower water temperatures within a streamside buffer strip (Abaissement de la température de l'eau dans une bande tampon en bordure d'un cours d'eau). U.S.D.A. For. Serv. Res. Note SE-193. 7 pp.

Talbot, S.D. 1982. Forest access roads: planning and construction manual (Les chemins forestiers: manuel de planification et de construction). Min. Terres et Forêts de la Nouvelle-Ecosse. 110 pp.

Tebo, L.B. (Jr.) 1955. Effects of siltation, resulting from improper logging, on the bottom fauna of a small trout stream in the southern Appalachians (Conséquences de l'envasement dû à de mauvaises méthodes d'exploitation forestière sur la faune du fond d'une petite rivière à truites du sud des Appalaches). Prog. Fish. Cult. 17(2) : 64-70.

Thomas, J.W., C. Maser et J.E. Rodiek. 1979a. Riparian zones (Zones riveraines). Pp. 40-47. Dans: Thomas, J.W. (ed.) Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington. U.S.D.A. For. Serv., Agr. Handbook No. 553. 512 pp.

Thomas, J.W., H. Black (Jr.), R.J. Scherzinger et R.J. Pedersen. 1979b. Deer and elk (Cerf de Virginie et cerf Wapiti). Pp. 104-127. Dans: Thomas, J.W. (ed.) Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington. U.S.D.A. For. Serv., Agr. Handbook No. 553. 512 pp.

Trimble, G.R. (Jr.), K.G. Reinhart et H.H. Webster. 1963. Cutting the forest to increase water yields (L'abattage pour augmenter les apports d'eau). J. For. 61(9) : 635-640.

Triska, F.J., J.R. Sedell et S.V. Gregory. 1982. Coniferous forest streams (Cours d'eau traversant des forêts de conifères). Pp. 292-332. Dans: Edmonds, R.L. (ed.) Analysis of coniferous forest ecosystems in the western United States. U.S./I.B.P. Synthesis Series 14. Stroudsburg, PA.

Tryon, C.P. 1972. Partial cutting and increased water yields - a new multi-resource approach (Coupes partielles et augmentation de l'apport d'eau - nouvelle méthode basée sur plusieurs ressources). J. Soil Water Conserv. 27(2) : 66-70.

United States Department of the Interior. 1970. Industrial Waste Guides on Logging Practices (Guides sur les déchets industriels - Méthodes d'exploitation forestière). Federal Water Pollution Control Administration. Northwest Regional Office. Portland, Oregon. 40 pp.

Van Groenewoud, H. 1977. Interim recommendation for the use of buffer strips for the protection of small streams in the Maritimes (Recommandation provisoire relative à l'utilisation de bandes tampons pour la protection des petits cours d'eau des Maritimes). Serv. Can., For. min. Pêches et Environ., Rap. Info. M-X-74. 18 pp.

Vaux, W.A. 1962. Interchange of stream and intergravel water in salmon spawning riffle (Renouvellement de l'eau se trouvant entre les graviers d'une frayère à saumons par l'eau de surface). Ser. Can. For., min. Pêches et Environ., Rap. Info. M-X-74 U.S. Fish and Wildl. Serv., Spec. Sci. Rept.-Fish. No. 405. 11 pp. Cité dans: Narver, D.W. 1971. Effects of logging debris on fish production. Pp. 100-111. Dans: Krygier, J.T. et J.D. Hall. Forest land uses and stream environment : Proc. of a Symp., 1970. Oregon State Univ., Corvallis. 252 pp.

Verry, E.S. 1972. Effect of an aspen clearcutting on water yield and quality in northern Minnesota (Incidence d'une coupe à blanc dans une forêt de peupliers faux-trembles sur l'apport d'eau et sur la qualité de l'eau dans le nord du Minnesota. Pp. 276-284. Dans: Nat. Symp. on Watersheds in Transition. Am. Water Resour. Assoc., Proceed. Series No. 14. 405 pp.

Vitousek, P.M. et J.M. Melillo. 1979. Nitrate losses from disturbed forests: patterns and mechanisms (Pertes de nitrates provenant de forêts perturbées: processus et mécanismes). For. Sci. 25(4) : 605-619.

Wallis, J.R. 1963. Logging for water quality in northern California (L'exploitation forestière pour améliorer la qualité de l'eau dans le nord de la Californie). U.S.D.A. For. Serv. Res. Note PSW-N23. 7 pp.

Waters, T.F. 1969. Invertebrate drift-ecology and significance to stream fishes (Écologie de la dérive des invertébrés et importance pour les poissons). Pp. 121-134. Dans: Northcote, T.G. (ed.) Symposium on salmon and trout in streams. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, Univ. of British Columbia. 1968. 388 pp.

Welch, H.E., P.E.K. Symons et D.W. Narver. 1977. Some effects of potato farming and forest clearcutting on small New Brunswick streams (Quelques effets de la culture de la pomme de terre et des coupes à blanc sur les petits cours d'eau du Nouveau-Brunswick). Pêches et Environ. Can., Fish. Serv. Pêches et Mar., Rap. tech. No. 745. 13 pp.

Wellburn, G.V. 1975. Alternative methods for logging steep slopes in the Nelson Forest District of British Columbia (Autres méthodes d'exploitation forestière pour les pentes abruptes du district forestier de Nelson, Colombie-Britannique). Serv. Can. For., min. Environ., Rap. info. FMR-X-76. 57 pp.

Wendel, G.W., J.N. Kochenderfer et C.J. Biller. 1974. Skyline cable logging in West Virginia (Débardage par câble-grue dans le nord de la Virginie). Northern Logger and Timber Processor 22(12) : 14-15.

Wert, S. et B.R. Thomas. 1981. Effects of skid roads on diameter, height and volume growth in Douglas-fir (Effets des chemins de débusquage sur le diamètre, la hauteur et le volume du sapin Douglas). Soil Sci. Soc. Am. J. 45(3) : 629-632.

White, R.J. et O.M. Brynildson. 1967. Guidelines for management of trout stream habitat in Wisconsin (Guide d'aménagement de l'habitat de la truite dans les cours d'eau du Wisconsin). Wisconsin Dept. Nat. Res., Tech. Bull. No. 39. 65 pp.

Whitmore, C.M., C.E. Warren et P. Doudoroff. 1960. Avoidance reactions of salmonid and centrachid fishes to low oxygen concentrations (Réactions d'évitement des salmonidés et des centrarchidés à de faibles concentrations d'oxygène). Trans. Am. Fish. Soc. 89(1) : 17-26.

Whitworth, W.R. 1968. Effects of diurnal fluctuations of dissolved oxygen on the growth of brook trout (Effets des fluctuations diurnes d'oxygène dissous sur la croissance de la truite de ruisseau). J. Off. rech. pêcheries Can. 25(3) : 579-584.

Wickett, W.P. 1954. The oxygen supply to salmon eggs in spawning beds (Apport d'oxygène pour les oeufs de saumon dans les frayères). J. Off. rech. pêcheries Can. 11(6) : 933-953.

Wilhm, J.L. 1970. Range of diversity index in benthic macroinvertebrate populations (Variation de l'indice de diversité des populations de macroinvertébrés benthiques). J. Water Pollut. Control. Fed. 42 : R221-224.

Wilhm, J.L. et T.C. Dorris. 1968. Biological parameters for water quality criteria (Paramètres biologiques pour les critères relatifs à la qualité de l'eau). BioScience 18(6) : 477-481.

Willington, R.P. 1971. Hydrologic impact of forest access roads (Incidence hydrologique des chemins forestiers). Dans: Proc. Eighth Canadian Roadside Development Conf., Univ. of British Columbia.

Wooldridge, D.D. 1960. Watershed disturbance from tractor and skyline crane logging (Perturbation causée aux bassins hydrographiques par le débardage par tracteur et par câble-grue). J. For. 58(5) : 369-372.

Yee, C.S., et T.D. Roelofs. 1980. Influence of forest and rangeland management on anadromous fish habitat in western North America - Planning forest roads to protect salmonid habitat (Influence de l'aménagement des forêts et des prairies sur l'habitat des poissons anadromes dans l'ouest de l'Amérique du Nord - Planification des chemins de forêt afin de protéger l'habitat des salmonidés). U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rept. PNW-109. 26 pp.

Zagata, M.D. et A.O. Haugen. 1974. White-tailed deer movement at Pilot Knob State Park, Iowa (Déplacements du cerf de Virginie dans le parc Pilot Knob, dans l'Iowa). Proc. Iowa Acad. Sci. 81(2) : 76-82.

Zasada, Z.A. 1974. Effects of mechanized harvesting upon the forest ecosystem and silvicultural practices in the northern lake states (Effets de la récolte mécanisée sur les écosystèmes forestiers et les méthodes sylvicoles dans les états des lacs du Nord). Pp. 337-348. Dans: Silversides, C.R. (ed.) Proc. Inter. Union For. Res. Org., Div. 3. Forest harvesting mechanization and automation Serv. for. Can., minis. Environ., Publ. No. 5. 555 pp.

Zasada, Z.A. et J.C. Tappeiner. 1969. Soil disturbance from rubber-tire skidders during summer harvesting of aspen (Perturbation du sol causée par les débusqueuses à pneus de caoutchouc pendant la récolte de peupliers faux-trembles en été). Minn. For. Res. Note No. 204. 3 pp.

ANNEXE I

GUIDE PROVISOIRE D'AMÉNAGEMENT DES ZONES TAMPONS

1. On ne peut pas donner de prescriptions générales pour l'aménagement de zones tampons car les caractéristiques de ces zones et les avantages qu'elles offrent varient fortement. Il est nécessaire de prendre une décision pour chaque zone tampon en se basant sur les recommandations suivantes ainsi que sur les renseignements que contient le présent document. C'est aux aménagistes régionaux qu'il appartient de concilier les pêches, la faune et les valeurs esthétiques avec la demande de fibres de bois.

2. Nous n'avons aucune preuve qu'il convient de changer la recommandation actuelle du gouvernement du Nouveau-Brunswick concernant la protection des cours d'eau (bande de 0,5 m ou plus de large) au moyen de zones tampons. Voici les coordonnées:

Pente	Largeur minimum de la zone
0-5 %	15 m
5-10 %	30 m
10 %	60 m

Ces critères doivent convenir dans la plupart des cas à partir de cela, on peut décider d'aménager une zone tampon plus étroite ou plus large. La zone tampon doit longer le cours d'eau sur toute sa longueur.

3. Du point de vue des ressources halieutiques, la récolte du bois dans une zone tampon est faisable. Une petite réduction du couvert forestier ne risque guère d'être trop néfaste à la vie aquatique et elle peut parfois faire augmenter la productivité du cours d'eau pour autant que l'élévation de la température de l'eau, et que l'augmentation de la sédimentation et des concentrations de substances nutritives soient réduites à un minimum. Dans les régions où, d'après le biologiste régional des pêches, la récolte du bois risque d'endommager l'écosystème du cours d'eau, pour des causes naturelles (par ex. pentes abruptes, sols très érodables) ou parce que les méthodes d'exploitation sont inappropriées, il faut interdire l'abattage. On doit tenir compte des éléments suivants:

a) La quantité de couvert qu'il faudra enlever pour causer une élévation excessive de la température de l'eau variera selon la nature du cours d'eau (débit, largeur, profondeur), la topographie (pente, aspect, profondeur de la vallée) et les apports d'eau supplémentaires ainsi que les espèces de plantes présentes et leur mode de régénération. On risque de modifier le débit du cours d'eau en abattant des arbres dans le bassin hydrographique environnant. Ce sont les petits cours d'eau dont la surface est relativement grande par rapport au volume d'eau et dont le débit est faible en été qui sont les plus perturbés par l'enlèvement de la végétation ripicole. La quantité de végétation vendable à laisser le long du cours

d'eau devra être calculée en fonction de la quantité de végétation invendable (aulnes, arbustes, etc.).

b) Il est impératif de songer avant tout à éviter une augmentation de la sédimentation du cours d'eau lorsqu'on doit récolter le bois dans une zone tampon. De trop grandes quantités de sédiments dans le cours d'eau risquent de faire beaucoup de tort aux populations de poissons. On doit observer à la lettre les mesures visant à réduire le plus possible la sédimentation. Il faut réduire à un minimum la perturbation et le compactage du sol et, par conséquent, utiliser le matériel approprié, bien planifier et prendre des précautions pendant les opérations forestières et l'extraction. Le nombre de chemins et de jetées doit être réduit et ceux-ci doivent être bien conçus et situés à une distance suffisante des cours d'eau pour éviter leur sédimentation. Les traversées de cours d'eau doivent être bien construites et leur nombre réduit à un minimum; des traversées mal construites peuvent constituer des sources de sédiments relativement durables. Pendant le débusquage, les billes ne doivent pas pénétrer dans les cours d'eau et le matériel non plus. Il faut interdire l'utilisation de machines à moins de 10 m d'un cours d'eau à moins qu'il ne s'agisse de construire un chemin. On devra prendre par ailleurs certaines précautions à proximité des cours d'eau et des sources qui sont parfois à sec et qui constituent d'importants apports d'eau supplémentaires pour les cours d'eau. Il faut envisager

sérieusement d'exploiter la forêt en hiver, une fois que le sol est gelé ou alors seulement lorsque le sol est sec. Quand les risques d'érosion sont élevés (à cause de la nature du sol, du climat, de la pente, de la teneur en eau du sol, etc.) il est impératif d'interdire la récolte du bois dans la zone tampon.

c) Envisager sérieusement d'utiliser du matériel ou des techniques spéciaux pour la récolte du bois dans les zones tampons. En faisant sortir les billes de la zone au moyen d'un treuil, par câble au sol ou par câble aérien, on n'aurait plus besoin de chemins dans la zone et on éviterait de compacter le sol avec des machines. Le matériel spécial dont il a été question dans ce rapport peut limiter la perturbation.

d) On ne doit pas abattre d'arbres dans les cours d'eau et il faut éviter d'y laisser tomber des débris. Enlever les débris des cours d'eau uniquement à la main, car les machines risqueraient d'endommager le cours d'eau et ses berges. Le brûlage de rémanents risque de faire augmenter la sédimentation et il est donc préférable d'éviter de le faire.

4. Il sera normalement plus difficile de déterminer l'importance d'une zone tampon pour la faune ainsi que la largeur et la qualité de la zone requise pour que la faune en profite que de connaître les avantages qu'elle présente pour la pêche. Ces zones revêtent toutefois une très grande importance pour la

faune et le biologiste des services de la faune doit avoir son mot à dire dans l'établissement de plans d'aménagement d'une zone tampon. C'est au biologiste régional de la faune qu'il appartiendra de veiller à ce que les zones tampons perturbées et les zones non perturbées soient bien intégrées de façon à maintenir ou à augmenter la population faunique d'une région donnée. Les zones fortement utilisées par des espèces qui ne supportent pas les perturbations forestières ou celles qui servent de couloirs de circulation doivent demeurer relativement intactes, surtout si le bassin hydrographique et les zones tampons contiguës ont été perturbées. Les décisions sur l'aménagement faunique de zones tampons seront influencées par les différences climatiques observées selon les régions et par l'importance attachée aux différentes espèces d'animaux sauvages. Ainsi dans les régions où la neige est plus profonde, l'utilisation des zones tampons comme lieu d'hivernage par le cerf de Virginie ou comme couloirs de circulation peut jouer un rôle déterminant; par ailleurs, toute clairière aménagée dans ces zones risque plus d'entraver les déplacements des animaux du fait que la neige y est plus profonde.

5. La coupe par jardinage dans une zone tampon produira normalement une modification moins extrême de la zone qu'une coupe partielle ou qu'une coupe à blanc (l'enlèvement du bois vendable peut être limité à certaines places ou à des bandes

ou la coupe à blanc peut couvrir toute la zone). Même si le nombre de chemins et de sentiers de débusquage risque d'être plus grand par rapport à la quantité de bois récolté que lorsqu'on a recours à la coupe rase, l'exposition des cours d'eau risque d'être moindre et la composition végétale de la zone tampon ne changera relativement pas et, par conséquent, l'écosystème du cours d'eau sera peu modifié car l'apport de débris, d'invertébrés et d'autres matières terrestres y sera faible. La végétation résiduelle retardera l'apport de sédiments et de substances nutritives supplémentaires dans l'eau. Il peut être avantageux pour les espèces fauniques de maintenir le couvert forestier et d'augmenter la production de broutille (par l'abattage, par jardinage de plusieurs essences). La coupe par jardinage peut être à conseiller également pour des raisons d'ordre esthétique.

6. L'aménagement de zones tampons pour augmenter et prolonger les avantages offerts aux espèces de poissons et d'animaux sauvages dans le cadre de la récolte du bois doit intéresser les aménagistes des pêches, de la faune et les aménagistes forestiers qui doivent tous avoir leur mot à dire. Il faut connaître l'importance que revêt actuellement chaque zone en particulier et savoir quelle incidence l'altération d'une zone aura sur la végétation résiduelle (arbres qui risquent d'être abattus par le vent, par ex.) et savoir quelle sera l'importance de cette zone. On doit également tenir compte des critères d'ordre esthétique. Bien qu'il ait surtout été

question des petits cours d'eau, il faudrait également adopter la même ligne de conduite pour l'aménagement de zones tampons le long des rivières et des fleuves et autour des lacs. Il ne faut pas oublier que les frais supplémentaires causés par l'utilisation de matériel ou de techniques spéciaux et que les précautions et la planification supplémentaires des travaux forestiers peuvent être compensés, en partie du moins, par la grande valeur du bois trouvé dans les zones tampons. Par ailleurs, la récolte du bois dans les zones tampons, qui nécessite plus de concessions que la récolte du bois dans les zones normales sur les plans de la pêche, de la faune et des valeurs esthétiques, ne représentera qu'une petite partie des activités d'une entreprise.

ANNEXE II

PROJET DE BASSIN HYDROGRAPHIQUE EXPÉRIMENTAL NASHWAAK - RÉSUMÉ

On trouvera ci-après un bref résumé des recherches effectuées dans le cadre du projet de bassin hydrographique expérimental Nashwaak qui ont trait à la matière de ce rapport. Les renseignements viennent des rapports annuels du projet et ils sont basés sur les recherches faites par les personnes suivantes: R.B.B. Dickison, D.A. Daugharty, H.H. Krause, H.B. King, H. Van Groenewoud, D.C. Eidt, J.H. Meating et J.D. Martin. Pour des informations plus détaillées, consulter les rapports annuels ou les publications sur les différents sujets de recherches.

Ce projet porte sur des bassins hydrographiques jumelés. On a prévu une période d'évaluation pour plusieurs paramètres, suivie d'une coupe à blanc dans un des bassins hydrographiques. De mai 1978 à mars 1979, on a effectué des coupes à blanc commerciales au moyen de scies à chaîne et on a débardé les arbres entiers au moyen de débusqueuses à roues dans le bassin hydrographique de Narrows Mountain Brook (391 ha), sauf dans une bande tampon de 60 m de large située sur les deux berges de la partie principale du Narrow Mountain Brook. Le bassin hydrographique Hayden Brook (660 ha) non perturbé servait de bassin hydrographique de référence. Dans tout projet de récolte expérimentale dans un bassin hydrographique, l'expérience risque d'être faussée par le fait que l'on prend peut-être des précautions plus grandes qu'on ne le ferait normalement. Par conséquent, les résultats risquent de révéler certaines

répercussions de l'exploitation forestière sur un aspect environnemental (ex.: quantités de sédiments, populations d'invertébrés ou de poissons dans les cours d'eau) moins fortes que la normale. Le comité scientifique du projet de bassin hydrographique expérimental Nashwaak en a tenu compte et il a essayé de veiller à ce que la récolte expérimentale ressemble autant que possible à une récolte normale (S. Hoyt, com. pers.). Malgré ce problème éventuel, un tel projet expérimental permet de déterminer les mécanismes sous-jacents et certains problèmes et de savoir quelles mesures de précaution peuvent être prises sur les plans environnemental et économique.

Les rapports annuels ne contiennent manifestement pas assez de statistiques, sans doute parce que les différents paramètres mesurés varient naturellement beaucoup. Par conséquent, il faut interpréter les résultats en fonction des questions qui ont été abordées précédemment pour déterminer certaines tendances générales.

L'incidence hydrologique de cette coupe à blanc semble avoir suivi une tendance analogue à celle qui est relatée dans les différents ouvrages. La décharge annuelle du Narrows Mountain Brook a augmenté, et les débits de pointe d'été également, les deux diminuant durant la deuxième saison qui a suivi le traitement. La fonte des neiges a commencé plus tôt dans la zone où la coupe à blanc a été faite, ce qui a désynchronisé le ruissellement des deux bassins hydrographiques.

Les concentrations de sédiments en suspension et de substances nutritives dans le Narrows Mountain Brook ont également évolué comme prévu. L'augmentation des concentrations de sédiments dans les cours d'eau provenait habituellment des chemins, des passages aménagés sur les cours d'eau, des ponceaux, etc., à la suite d'une tempête et des crues de printemps. La deuxième année après la coupe, la quantité de sédiments en suspension a augmenté moins rapidement; de très fortes tempêtes ont toutefois produit une assez grande quantité de sédiments. L'augmentation de la teneur en substances nutritives du Narrows Mountain Brook a été faible et généralement insignifiante en ce qui concerne le sodium, le potassium, le calcium et le magnésium mais la perte nette de potassium du bassin hydrographique a été relativement élevée. On a toutefois noté une forte augmentation des concentrations de nitrate dans l'eau des cours d'eau et les pertes d'azote causées par la coupe à blanc faite dans un des bassins hydrographiques ont continué à augmenter deux ans après le début du traitement. On a observé une nitrification accrue des sols où il y avait auparavant des feuillus tandis qu'aucun changement n'a été remarqué dans les sols relativement mal drainés où il y avait auparavant des résineux. La concentration plus forte de phosphore dans l'eau des cours d'eau était attribuée à un accroissement de la sédimentation.

On a observé des températures très variables pour la Narrows Mountain Brook. Comme on s'y attendait, l'élévation de la température de l'eau (jusqu'à 21oC) était associée à l'enlèvement de la végétation ripicole.

On n'a observé aucun changement détectable du rythme de décomposition des détritus allochtones dans le cours d'eau avant, pendant ni après la coupe à blanc.

On a remarqué que la proposition de particules de sable fin avait augmenté dans le tronçon supérieur de la partie principale du Narrows Mountain Brook, en aval de l'endroit où la bande ripicole commençait. À l'automne de 1979, on a décelé de plus grandes quantités de sable fin dans la partie inférieure de la partie principale. Même si l'étude sur la population d'invertébrés du cours d'eau était complète, on a dit que ce sable fin risquait de provoquer une altération des espèces d'invertébrés en remplissant les interstices entre le gravier et la rocaille. Par ailleurs, après la coupe, la quantité de boue a considérablement augmenté au bas des deux bras du Narrows Mountain Brook. Il est probable que ce changement ait une forte influence sur la communauté d'invertébrés.

Les données de la pêche électrique dans le Hayden Brook et dans la partie du Narrows Mountain Brook longeant la bande tampon et la zone où une coupe à blanc avait été effectuée ne révèlent aucun changement des populations de poissons attribuable à la coupe ou à l'enlèvement de la végétation ripicole. Les populations de poissons ont accusé de fortes fluctuations naturelles.

POOR

QUALITY

ORIGINAL